

DÉCONTAMINATION DE L'AIR AMBIANT ET DIMINUTION DES ODEURS PAR PHYTOREMÉDIATION  
AUTOUR D'UNE USINE DE TRAITEMENT ET DE PRÉSERVATION DU BOIS À LA CRÉOSOTE

Par  
Roy Marko Vergel Navarrete

Essai présenté au Centre universitaire de  
formation en environnement et développement durable en vue  
de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Madame Chantal Savaria

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Septembre 2018

## SOMMAIRE

Mots-clés : créosote, bois, phytoremédiation, air ambiant, décontamination, hydrocarbures aromatiques polycycliques, substances volatiles.

Cet essai présente un protocole de conception et d'aménagement de végétaux en vue de démontrer leur efficacité pour l'épuration et la décontamination de l'air. De fait, la phytoremédiation comme technique pour épurer l'air ambiant des hydrocarbures aromatiques polycycliques et pour diminuer les odeurs sera utilisée et exposée.

L'objectif principal est de proposer des plantes capables de capter et réduire les substances volatiles dans l'air ambiant émises par l'usine de traitement du bois à la créosote étudiée, le but étant de réduire potentiellement les effets négatifs sur la santé humaine et sur l'environnement. L'étude constitue une analyse des caractéristiques des plantes priorisées, selon la documentation disponible, pour la décontamination des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans l'air ambiant du site à l'étude. Ce travail permet de constater que les plantes possèdent des propriétés indéniables d'épuration de l'air ambiant pour les contaminants visés et potentiellement d'autres contaminants dont les odeurs. Ainsi, l'utilisation de la phytoremédiation, comme technologie verte, pour épurer l'air ambiant donnera pour la première fois des données intéressantes qui pourront faire avancer le développement de cette technique. Différentes sources ponctuelles d'émission sont identifiables lors du traitement et de la conservation du bois à la créosote dans l'usine. Le contrôle de polluants est règlementé, et l'usine doit faire un suivi régulier de ses activités afin de respecter la réglementation en vigueur. Ce projet vise à agir sur l'une des sources principales d'émission, soit les zones d'entreposage des produits finis, soit le bois traité à la créosote. Ce projet de démonstration vise à aller en-deçà de seuils de concentrations des hydrocarbures aromatiques polycycliques permis dans le but de limiter leurs émissions.

Cet essai propose finalement la mise en application du projet par la construction d'un écran végétalisé. Les espèces choisies pour ce projet sont les suivantes: Pin de montagne, Lilas nain de Corée, If de Brown, Physocarpa à feuilles d'Obier, Fausse Spirée et Myrique baumier. Cet écran végétalisé constitué d'arbustes sera construit dans un talus qui longera la zone à épurer, dans le but de capter les substances volatiles émises dans cette zone. Le suivi de performance des espèces choisies pendant les trois années subséquentes à la construction de l'écran végétalisé dans douze stations de mesure est aussi proposé pour arriver à des résultats concluants.

## **REMERCIEMENTS**

J'aimerais d'abord remercier Madame Chantal Savaria pour la direction de cet essai. Le cadre proposé, la pertinence de ses commentaires et l'intérêt que nous ressentions sur le sujet ont fortement contribué à sa qualité. J'aimerais de plus remercier les membres de la firme de génie-conseil « Savaria Experts-Conseils » pour l'expertise et les conseils techniques pertinents qui ont été dispensés au cours de la réalisation de ce projet.

J'aimerais également remercier ma mère et ma famille qui résident au Québec pour leurs appuis sous toutes ses formes prodiguées à travers ces deux années de maîtrise. C'est grâce à leur appui inconditionnel que j'arrive enfin au bout de cette aventure.

Je dois également remercier mes amis et amies les plus proches qui m'ont aidé considérablement à la production de cet essai. Leurs commentaires pertinents et leur intérêt pour ce sujet d'essai ont permis d'enrichir la qualité de ce travail. Leurs mots d'encouragement dans les périodes les plus difficiles lors de la production de cet essai ont contribué à sa réussite. Merci Lucile, Catherine, Carlota et Philippe pour cette aide.

Finalement, j'aimerais remercier mon ami Claude Émile du support inconditionnel et de la confiance qu'il avait en moi pour réussir ce travail.

## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION .....	1
1. MISE EN CONTEXTE .....	3
1.1 Le traitement du bois à la créosote.....	3
1.1.1 Le procédé de traitement de bois à la créosote .....	3
1.1.2 Identification des sources de pollution possibles .....	5
1.1.3 Pratiques courantes responsables d'émissions .....	8
1.2 Exigences légales .....	9
1.2.1 Encadrement municipal .....	9
1.2.2 Encadrement provincial .....	11
1.2.3 Encadrement fédéral.....	13
2. CARACTÉRISTIQUES DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES .....	15
2.1 La créosote et ses particularités.....	15
2.2 Caractéristiques des hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	17
2.2.1 Propriétés chimiques .....	19
2.2.2 Capacité de dégradation .....	20
2.3 Toxicité des HAP .....	22
2.3.1 Impacts sur la santé humaine .....	22
2.3.2 Impacts sur l'environnement .....	24
3. ANALYSE ET ÉVALUATION DE LA TECHNIQUE DE DÉCONTAMINATION DE L'AIR PAR PHYTOREMÉDIATION .....	26
3.1 Le rôle des plantes dans la décontamination de l'air ambiant .....	26
3.2 Les techniques de phytoremédiation.....	30
3.2.1 La phytoextraction .....	30
3.2.2 La phytostabilisation .....	31
3.2.3 La phytodégradation et la rhizodégradation .....	32
3.2.4 La phytovolatilisation .....	32
3.2.5 La rhizofiltration .....	32
3.2.6 Efficacité.....	33
3.2.7 Avantages.....	34
3.2.8 Limites .....	36
3.3 Études de cas et adaptations possibles.....	36
4. DÉCONTAMINATION DE L'AIR AMBIANT SUR LE SITE DE L'USINE .....	40
4.1 Spécificité de la zone de démonstration .....	40

4.2	Évaluation des substances volatiles et des odeurs .....	42
4.2.1	Sources d'émission.....	43
4.2.2	Taux de concentrations des HAP et des odeurs dans l'air ambiant.....	44
4.3	Type de plantes envisageables .....	48
4.4	Seuils de décontamination pour le projet .....	50
4.5	Performances attendues .....	51
5.	PROTOCOLE DE CONCEPTION ET DE MISE EN PLACE .....	52
5.1	Configuration du projet de démonstration .....	52
5.2	Plantes sélectionnées .....	53
5.3	Configuration des plantes par parcelles et consignes de plantation .....	57
6.	PLAN DE SUIVI DE PERFORMANCE PROPOSÉ .....	60
6.1	Suivi pour les végétaux et le contrôle du talus.....	60
6.2	Suivi pour les tests de qualité de l'air ambiant .....	61
	CONCLUSION .....	63
	RÉFÉRENCES .....	65

## LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1 Rejets potentiels des contaminants des usines de traitement sous pression à la créosote.....	6
Figure 3.1 Schéma de phytoremédiation de polluants aériens .....	28
Figure 3.2 Différentes manières de décontamination par phytoremédiation à travers les plantes .....	31
Figure 4.1 Spécificité de la zone de démonstration .....	41
Figure 4.2 Direction de provenance et vitesse des vents sur le site de l'usine .....	42
Figure 5.1 Fausse Spirée .....	54
Figure 5.2 Lilas nain de Corée.....	54
Figure 5.3 Myrique baumier.....	55
Figure 5.4 Physocarpa à feuilles d'Obier .....	55
Figure 5.5 Pin de montagne .....	55
Figure 5.6 If de Brown .....	55
Figure 5.7 Schéma de plantation et d'aménagement du talus et de l'écran végétalisé.....	58
Figure 6.1 Stations de mesure pour l'échantillonnage des HAP et du naphthalène.....	62
Tableau 1.1 Facteurs d'équivalence de toxicité pour les HAP .....	12
Tableau 1.2 Critère de qualité de l'air pour les odeurs .....	13
Tableau 2.1 Propriétés physicochimiques de la créosote .....	16
Tableau 2.2 Liste de 16 HAP classés prioritaires par la US-EPA .....	18
Tableau 2.3 Propriétés physicochimiques de 16 HAP prioritaires par le US-EPA .....	20
Tableau 2.4 Classe de cancérogénicité des 16 HAP selon le IARC.....	24
Tableau 3.1 Coûts moyens associés à la décontamination par phytoremédiation .....	35
Tableau 4.1 Concentrations des substances dans l'air ambiant autour de l'usine).....	45
Tableau 4.2 Taux d'émission reliés aux zones d'entreposage du bois traité .....	46
Tableau 4.3 Concentrations ambiantes maximales de substances volatiles à l'intérieur de la limite sud émis par l'usine .....	47
Tableau 4.4 Arbres et arbustes envisageables ayant des capacités d'assainissement de l'air ambiant pour les HAP et les particules en suspension dans l'air .....	49
Tableau 4.5 Normes de qualité de l'air selon le Règlement 90 de la Ville de Montréal sur la qualité de l'atmosphère.....	50

Tableau 4.6 Normes de la qualité de l'air ambiant selon le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère ..... 51

Tableau 5.1 Arbustes sélectionnés pour la démonstration du projet..... 56

## LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ACN	Association canadienne de normalisation
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
AWPA	<i>American Wood Protection Association</i>
CAS	<i>Chemical Abstracts Service</i>
CCEH	<i>Center for Children's Environmental Health</i>
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
CAUE	Conseil d'architecture, d'urbanisme et de l'environnement
COV	Composés organiques volatils
FIHOQ	Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i>
INERIS	Institut National de l'Environnement industriel et des risques
INRP	Inventaire national des rejets de polluants
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs
OMS	Organisation mondiale de la santé
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
SQP	Société québécoise de phytotechnologie
US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>



## INTRODUCTION

La pollution de l'air représente un risque environnemental majeur pour la santé humaine ainsi que pour le milieu naturel. Le secteur industriel constitue l'une des sources principales de pollution de l'air (Organisation mondiale de la santé [OMS], 2016). Ainsi, les industries de préservation du bois sont concernées. Le bois est un matériau très utilisé à différentes fins. En tant que substance organique qui se dégrade facilement et qui est souvent affectée par des agents parasitaires, il a besoin d'être traité pour augmenter sa durée de vie. Pour ralentir le processus de dégradation et contrer les activités des parasites, divers traitements sont effectués pour le préserver. La créosote est considérée comme l'un des produits industriels les plus efficaces pour protéger le bois de la détérioration et la dégradation causées par les champignons, les insectes et les organismes marins (Environnement Canada, 2013). Ce produit chimique possède des caractéristiques toxicologiques particulières, et il est fortement suspecté de jouer un rôle important dans la diffusion des substances dans l'environnement ayant des effets cancérigènes chez l'humain (ministère du Développement durable, Environnement et Parcs [MDDEP], 2011).

De plus, les usines de traitement du bois à la créosote peuvent dégager des émissions significatives d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'air et produire des odeurs qui peuvent déranger les résidents du secteur avoisinant (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR], 2006). Différentes procédures sont utilisées pour limiter les émissions contaminantes à la source lors du traitement. Cependant, certaines pratiques courantes utilisées par un grand nombre de ces usines constituent des sources d'émissions importantes dégageant des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Gallego, Roca, Perales, Guardino, et Berenguer, 2008). De nouvelles techniques de décontamination sont donc nécessaires pour diminuer la concentration de ces contaminants et les odeurs dans l'air ambiant.

Les plantes sont reconnues pour leur capacité d'assainissement de l'air. Les études démontrent la capacité des espèces végétales à capter et dégrader différents contaminants dans l'air dans un contexte de phytoremédiation. Plusieurs études sur l'utilisation des différentes techniques de phytoremédiation, pour décontaminer les sols et les eaux, ont été mises en place depuis quelques années et ont eu des résultats positifs. C'est ainsi que cet essai se veut une analyse qui permettra de répondre à la question qui suit : dans quelle mesure les plantes sont-elles capables de décontaminer l'air ambiant autour des usines traitant le bois à la créosote à l'aide de phytoremédiation?

Le présent essai est divisé en six parties. Le premier chapitre met tout d'abord en contexte le procédé de traitement du bois à la créosote et l'identification des sources de contamination passant par l'encadrement légal auquel ces usines sont assujetties. Ensuite, les caractéristiques particulières de la créosote et des hydrocarbures aromatiques polycycliques sont présentées dans le deuxième chapitre. Le troisième chapitre expose l'analyse et l'évaluation des techniques de décontamination de l'air par phytoremédiation, permettant de dresser des adaptations possibles de décontamination pour l'usine à l'étude. Le quatrième chapitre fournit une analyse de la gestion de la décontamination de l'air ambiant par phytoremédiation selon les spécificités de la zone de démonstration. Puis, un protocole de conception et de mise en place pour la démonstration de ce projet est présenté dans le chapitre cinq, dans le but de mesurer les performances du talus végétalisé proposé. Finalement, le chapitre six présente le plan de suivi de performance recommandé pour déterminer l'efficacité de cette technique sur le terrain.

## **1. MISE EN CONTEXTE**

Dans ce chapitre, nous vous présenterons le contexte du projet relativement à la mise en place d'un talus permettant la réduction des odeurs en bordure d'une usine de traitement de bois utilisant la créosote comme agent de conservation. En premier lieu, le procédé sera décrit afin de permettre d'identifier les sources de pollution qui y sont associées et les pratiques courantes responsables des émissions possibles dans l'air. Par la suite, les exigences légales sur le plan municipal, provincial et fédéral, auxquelles les industries qui traitent le bois à la créosote sont soumises, seront exposées. Dans le cas du présent essai, une section sur le contexte particulier de la démonstration envisagée pour le site à l'étude complète cette partie.

### **1.1 Le traitement du bois à la créosote**

Environnement Canada a produit un document où des recommandations environnementales pour les installations de préservation du bois utilisant différents agents de préservation, dont la créosote, sont présentées. Ce document recueille toutes les informations et les études réalisées dans le passé sur les agents de préservation dans ces usines au niveau national. En 2011, il y avait au Canada, cinq installations actives de préservation du bois à la créosote utilisant un traitement sous pression, et seulement une installation l'utilisait comme unique produit de préservation (Environnement Canada, 2013). L'imprégnation de la créosote dans le bois est effectuée dans des usines de traitement sous pression, et ce, uniquement à des fins industrielles et commerciales.

#### **1.1.1 Le procédé de traitement de bois à la créosote**

Au Canada, les mélanges de créosote et d'huile de pétrole sont effectués par pompage et recirculation entre les réservoirs d'entreposage. Le mélange de la créosote est employé en parts égales 50 : 50 avec de l'huile de pétrole ou pure (Environnement Canada, 2013). Ces agents sont distribués aux installations de préservation du bois par camion-citerne ou par wagon-citerne et sont entreposés dans des réservoirs. L'intérêt de ces mélanges est de diminuer les coûts et d'améliorer la pénétration de l'agent qui aura une viscosité plus faible pour les produits à traiter. Comparativement, la créosote pure complexifie les conditions d'utilisation permettant d'avoir une protection plus faible pour certains produits.

Une autre raison d'utiliser ce mélange est liée aux propriétés physiques du bois traité avec le mélange créosote-huile qui sont très semblables à celles des matériaux qui sont traités avec de la créosote pure. Ces matériaux fournissent une meilleure stabilité dimensionnelle, une meilleure résistance mécanique,

une protection durable contre la corrosion, une résistance aux produits chimiques, une imperméabilité et une amélioration de la résistance à la conductivité électrique, en comparaison avec un produit non traité à base de créosote (Environnement Canada, 2013).

Un procédé de conditionnement pour réduire l'humidité du bois à traiter doit être effectué afin d'améliorer son imprégnation par la créosote. Le conditionnement peut être exécuté par séchage à l'air utilisant un séchoir ou par un procédé appliqué dans un autoclave ou un cylindre d'imprégnation. Le procédé par autoclave peut être effectué par mise de vapeur puis sous vide, ou par ébullition sous vide en présence de la solution de traitement, plus connu sous le nom de procédé Boulton (Morris et Wang, 2006). Certains produits du bois doivent être conditionnés selon des procédures stipulées par l'Association canadienne de normalisation (Association canadienne de normalisation [ACN], 2008).

L'étape suivante est l'application des produits de préservation. Si le conditionnement du bois se réalise par procédé Boulton ou par procédé vapeur sous vide subséquente, la créosote sera appliquée soit au moyen du procédé à cellules planes, soit au moyen du procédé à cellules vides (Gallego et al., 2008; Morris et Wang, 2006). Les solutions de créosote sont ainsi appliquées à des températures élevées, de 70 °C à 90 °C. Le procédé d'imprégnation approprié ainsi que la pression, la température et la durée des différentes étapes du procédé de traitement choisi seront déterminées selon l'essence de bois, le type de produit et l'humidité du bois (Environnement Canada, 2013).

Ensuite, un bain de dilatation thermique et un vide final sont normalement appliqués après le cycle de pression afin d'assécher les surfaces du produit et minimiser l'exsudation à long terme de l'agent de préservation, et améliorer la propreté de la surface du produit (Environnement Canada, 2013).

Le bain de dilatation peut aussi être appliqué avant l'enlèvement de la créosote à partir du cylindre, en réchauffant rapidement l'huile entourant les matériaux à la température maximale permise selon l'ACN pour une espèce en particulier, soit à la pression atmosphérique ou sous vide (ACN, 2008). La vapeur d'eau est désactivée dès que la température maximale est atteinte. Le cylindre doit alors être rapidement vidé de la créosote. Un vide égal ou plus de -75 kPa (ou 562,5 mmHg) est rapidement créé et maintenu jusqu'à ce que le bois traité puisse être retiré sans égouttement (ACN, 2008).

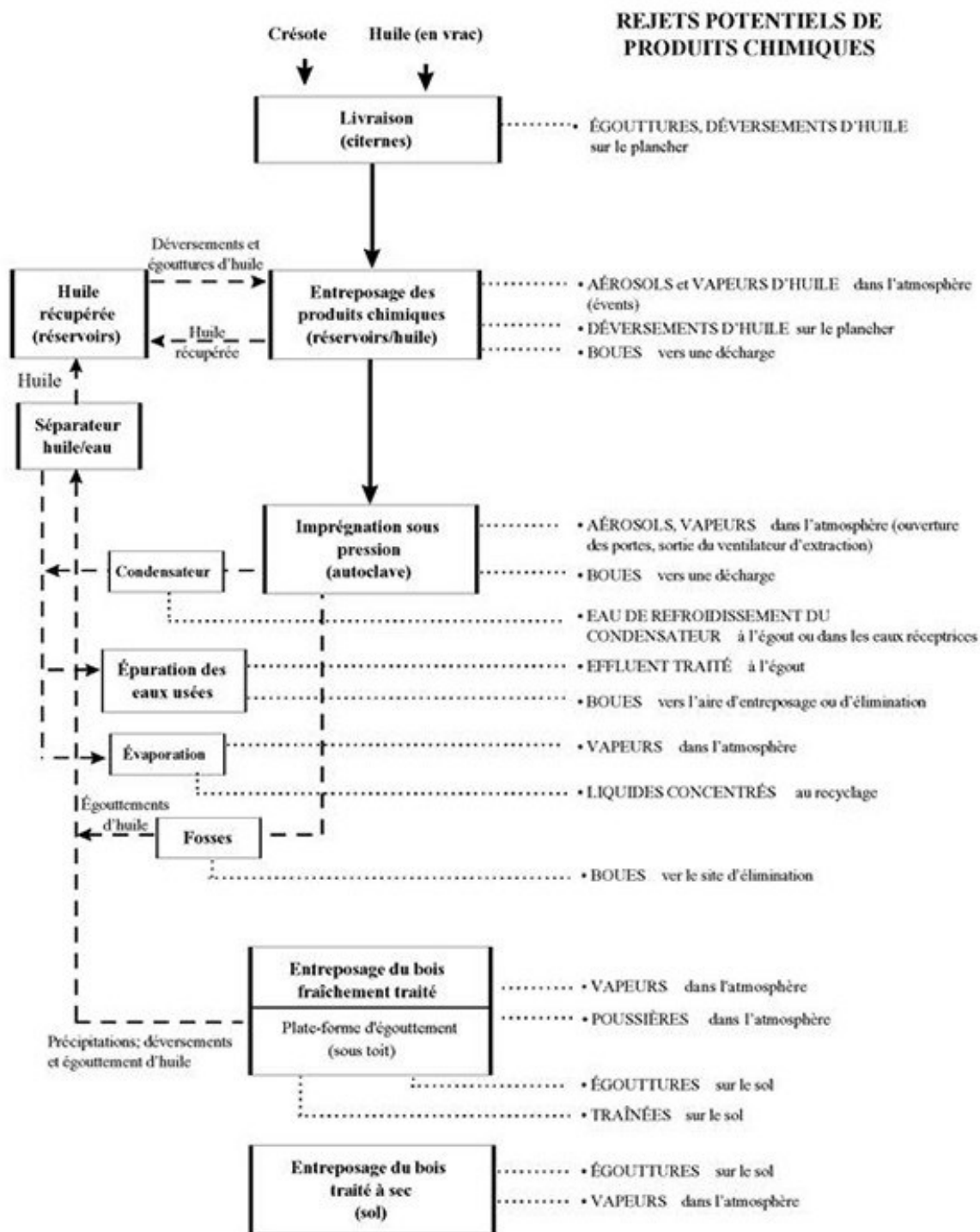
Le bois traité est retiré de l'autoclave et déposé sur une plateforme d'égouttement jusqu'à ce que l'égouttement ait cessé. Par la suite, le bois est retiré des plateformes pour être entreposé dans la cour ou expédié par camion ou train.

### **1.1.2 Identification des sources de pollution possibles**

Les différentes installations de préservation du bois à la créosote et leurs conceptions ainsi que leurs pratiques d'exploitation sont distinctes d'une usine à l'autre (Brudermann et Konasewich, 2007). Chaque usine génère diverses sources de pollution potentielles liées aux rejets de produits chimiques. Ces rejets sont susceptibles d'avoir des effets sur la santé des travailleurs, des résidents habitant autour de ces usines et sur l'environnement. Ces polluants peuvent donc affecter la qualité des sols, des eaux de surface, des eaux souterraines et de l'air. Le ministère de l'Environnement et Ressources naturelles du Canada a élaboré un schéma présenté à la figure 1.1 où les rejets potentiels de produits chimiques des usines de traitement sous pression à la créosote sont identifiés. Les sources de pollution possibles sont ainsi identifiées concernant les déchets liquides, les matières résiduelles solides et les émissions atmosphériques.

#### **Rejets liquides**

Les sources des rejets liquides sont associées aux fuites et aux égouttements de solutions à base d'huile. Ces rejets liquides peuvent être confinés et réutilisés dans le procédé de traitement de bois comme présenté dans la section précédente. Tous les liquides ne sont pas recyclés ou réutilisés. Ces liquides proviennent surtout des condensateurs extraits du bois pendant le conditionnement et pendant la mise sous vide initiale. L'eau libérée par le bois pendant le cycle de traitement est ensuite séparée de l'excédent d'huile avant le recyclage de l'huile et les eaux de lavage (Environnement Canada, 2013). Dans certaines usines, les eaux de lavage résultent habituellement du nettoyage à la vapeur à haute pression. Ces rejets sont générés en raison du système de lavage à basse pression insuffisant pour enlever la créosote du matériel ou des surfaces (Environnement Canada, 2013).



**Figure 1.1 Rejets potentiels des contaminants des usines de traitement sous pression à la créosote** (tiré d'Environnement Canada, 2013, p. CREO-17)

D'autres sources de pollution d'origine liquide ont aussi été identifiées dans les installations d'imprégnation à la créosote à base d'huile par Bruderman (1999) et qui est présentée dans le rapport élaboré par Environnement Canada (2013) sur les recommandations pour la conception et l'exploitation des installations de préservation du bois. Ces sources de pollution sont :

- Les condensats de vapeur dans les serpentins de refroidissement et de chauffage causés par transfert thermique indirect. Ces eaux sont généralement vérifiées avant d'être rejetées pour s'assurer qu'elles ne sont pas contaminées;
- Les eaux de refroidissement du condensateur, qui normalement ne sont pas contaminées et qui sont rejetées sans être traitées;
- Les eaux de ruissellement des aires d'entreposage du bois traité qui sont contaminées par les produits de préservation.

Des rejets accidentels peuvent aussi survenir sur le site de traitement de bois. Les sources associées à ces déversements selon Bruderman (1999), et qui ont été soulevés par Doyle (2008), peuvent être :

- Les fuites et égouttures de solutions des réservoirs et citernes à la livraison des produits;
- Les déversements à l'entreposage des solutions;
- Les égouttures et déversements à la préparation des solutions et leur entreposage;
- Les égouttures et déversements lors de la récupération des solutions;
- Les égouttures et déversements à la séparation des eaux issues du traitement et leur épuration;
- Les égouttures lors de l'entreposage du bois fraîchement traité;
- Les égouttures du bois traité sec exposé aux intempéries.

Ces liquides doivent donc être traités avant d'être rejetés, car ils peuvent avoir une teneur en créosote importante. Plusieurs facteurs influencent le degré de teneur en créosote des eaux de ruissellement selon Environnement Canada (2013). Ces facteurs peuvent être :

- La durée de la mise sous vide et de l'égouttement pendant la dernière étape du traitement;
- La viscosité du produit de préservation;
- L'essence du bois traité et l'humidité du bois avant l'application du produit de préservation;
- La nature du procédé d'imprégnation (cellules pleines versus cellules vides);
- L'exposition aux conditions climatiques.

### **Matières résiduelles solides**

Les matières résiduelles solides produites par les installations et les usines de traitement à la créosote sont moins importantes comparativement aux rejets liquides. Les sources de pollution d'origine solide identifiées par Environnement Canada (2013) peuvent être :

- Les boues des réservoirs, des puisards et des autoclaves;
- Les boues des procédés de traitement des eaux usées (p. ex. les matières floculées);
- Les sols contaminés.

### **Émissions atmosphériques**

Différentes sources polluantes d'émissions atmosphériques créées par les installations et les usines de traitement à la créosote sont identifiées. La plupart de ces émissions sont reliées aux vapeurs générées lors du procédé du traitement du bois (Morris et Wang, 2006). Selon Environnement Canada (2013), ces sources d'émissions peuvent être :

- Les émissions produites pendant l'application d'un vide lors du conditionnement du bois, pour le procédé à cellules pleines ou durant l'étape de mise sous vide finale;
- Les vapeurs provenant des événements des réservoirs;
- Les vapeurs provenant des autoclaves;
- Les vapeurs libérées à l'ouverture des portes de l'autoclave;
- Les vapeurs émanant des charges fraîchement traitées.

#### **1.1.3 Pratiques courantes responsables d'émissions**

Comme expliqué dans la sous-section sur le procédé de traitement de bois à la créosote, les pratiques utilisées actuellement peuvent être potentiellement responsables d'émissions dans l'environnement et affecter la santé humaine. Dans une usine de traitement de bois à la créosote, plusieurs endroits sont considérés comme plus susceptibles d'émissions que d'autres. Ces endroits varient et sont différents d'une usine à une autre. En général, sur ces sites de traitement, les endroits considérés ayant un risque plus élevé d'émission à l'environnement sont la zone de traitement et la zone d'entreposage du bois traité (Doyle, 2008). La zone de traitement du bois est la plus susceptible d'émission par le fait des opérations qui y sont pratiquées, dont :

- La réception des substances ;
- La préparation des solutions ;



- Le traitement du bois dans l'autoclave ;
- La récupération des liquides et des résidus solides ;
- Le traitement de l'eau récupérée ;
- Les égouttures dans l'aire d'entreposage ;
- Les émissions atmosphériques provenant des autoclaves.

En ce qui concerne les zones d'entreposage, elles couvrent majoritairement une grande partie du terrain de ces centres de traitements (Doyle, 2008). Mais les risques d'émissions sont moindres, car les produits sont remis dehors, sur ces zones, après que l'égouttement soit fini. Alors, les rejets sont limités et moins concentrés, mais peuvent s'étendre sur une surface plus ample. Ces risques sont dus à l'exposition de ces produits fraîchement traités face aux intempéries.

Les émissions atmosphériques des installations de traitement à la créosote sous pression sont généralement localisées et les effets, s'il y en a, affecteraient uniquement les travailleurs de l'installation (Environnement Canada, 2013). Le risque potentiel d'émissions atmosphériques cependant peut provenir du produit fini soit le bois traité qui est entreposé dans la cour, car la créosote contient des composés organiques semi-volatils. En effet, Gallego et al. (2008) ont démontré l'émission de certains composés organiques volatils (COV) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) provenant du bois récemment traité et entreposé à l'air libre.

## **1.2 Exigences légales**

Dans le cadre du présent essai, les exigences légales présentées auxquelles sont soumis les sites de traitement de bois à la créosote sont restreintes à l'assainissement de l'air, de l'atmosphère, de la qualité de l'air ambiant et des odeurs. Le cadre réglementaire spécifique à cette information est présenté au niveau municipal, provincial et fédéral, et tient compte du site d'étude localisé sur le territoire de la Montérégie au Québec.

### **1.2.1 Encadrement municipal**

Au Québec, aucun règlement relatif à l'assainissement de l'air n'est à la charge des municipalités ou des villes. Cet aspect est régi par le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) à exception de l'agglomération de Montréal. L'agglomération de Montréal est soumise au Règlement no 90 de la Ville de Montréal relatif à

l'assainissement de l'air (Ville de Montréal, s. d.). La Communauté métropolitaine de Montréal (CMM) a compétence pour planifier et contrôler l'application d'un Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère du gouvernement du Québec dans la région. Cette compétence ne s'exerce en ce moment que sur le territoire de l'agglomération de Montréal. Le territoire de la CMM est soumis à deux règlements distincts sur les émissions atmosphériques, un pour l'île de Montréal et l'autre pour les quatre autres secteurs de la région métropolitaine. D'ailleurs, le Règlement relatif à l'assainissement de l'air (no 90) a été intégré dans le nouveau Règlement sur les rejets à l'atmosphère et sur la délégation de son application (no 2001-10) de la CMM. C'est ainsi que la CMM peut également :

- Régir ou prohiber l'émission de substances polluantes;
- Exiger la possession d'un permis pour toute personne qui exerce une activité susceptible de causer une émission de polluant dans l'atmosphère;
- Déterminer les méthodes de prélèvement, d'analyse et de calcul d'un polluant;
- Prescrire les dispositifs, dont doivent être munis les immeubles, les équipements, les installations, et autres objets dont l'usage ou le fonctionnement est susceptible de causer l'émission d'un polluant. (CMM, 2016)

Le règlement stipule que :

« Toute entreprise susceptible d'émettre un agent polluant dans l'atmosphère doit détenir un permis qui l'assujettit à l'obligation de respecter les conditions réglementaires et les normes établies. Des contrôles sont effectués et les entreprises ne respectant pas les exigences réglementaires doivent apporter les correctifs qui s'imposent dans des délais qui leur sont prescrits. »

L'exigence du règlement 90 (règlement 2001-10 de la Communauté métropolitaine de Montréal) contient une liste de 356 polluants et comprend entre autres :

- Des limites d'agents polluants évacués dans l'atmosphère et dans l'air ambiant;
- Des exigences et des limites d'émission touchant l'élimination des matières résiduelles et les installations d'incinération ou de combustion de diverses matières et par divers procédés thermiques;
- Des limites d'émission, des normes d'efficacité d'épuration et des interdictions pour certains procédés et activités;
- Des exigences visant les émissions diffuses de particules;
- Des exigences quant aux émissions de substances organiques générées lors de la distribution, de l'entreposage ou de fuite à partir des équipements;

- L'obligation de détenir un permis lorsqu'il peut y avoir émission ou changement de l'émission d'un agent polluant à l'atmosphère.

L'application réglementaire pour l'agglomération de Montréal se fait sous la direction de l'Environnement de la Ville de Montréal. Pour la couronne sud de Montréal, c'est le Gouvernement du Québec, sous la direction régionale de l'environnement Estrie et Montérégie qui applique ce règlement. L'usine de traitement du bois à la créosote est donc responsable de répondre aux exigences de ce règlement si elle se trouve dans ce secteur.

### **1.2.2 Encadrement provincial**

Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) et ses dispositions visent la protection de l'environnement, en favorisant, entre autres, la réduction des émissions de gaz à effet de serre et l'amélioration de la qualité de l'air.

L'article 20 de la LQE stipule que :

« Nul ne doit émettre, déposer, dégager ou rejeter ni permettre l'émission, le dépôt, le dégagement ou le rejet dans l'environnement d'un contaminant au-delà de la quantité ou de la concentration prévue par règlement du gouvernement. »

L'article 1 (alinéa 5) de la loi définit un contaminant comme étant :

« Une matière solide, liquide ou gazeuse, un microorganisme, un son, une vibration, un rayonnement, une chaleur, une odeur, une radiation ou toute combinaison de l'un ou l'autre susceptible d'altérer de quelque manière la qualité de l'environnement. »

Afin de s'assurer qu'une activité ne génère pas de pollution au-delà des normes, le ministre de l'Environnement doit émettre un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE qui stipule :

« Nul ne peut ériger ou modifier une construction, entreprendre l'exploitation d'une industrie quelconque, l'exercice d'une activité ou l'utilisation d'un procédé industriel ni augmenter la production d'un bien ou d'un service s'il est susceptible d'en résulter une émission, un dépôt, un dégagement ou un rejet de contaminants dans l'environnement ou une modification de la qualité de l'environnement, à moins d'obtenir préalablement du ministre un certificat d'autorisation. »

En ce qui a trait à la qualité de l'air, la section IV de la LQE sur l'assainissement de l'atmosphère s'applique à toute personne ou municipalité qui exploite une entreprise, une installation ou un établissement qui émet des gaz à effet de serre, qui distribue un produit dont la production ou

l'utilisation entraîne des émissions de gaz à effet de serre ou qui y est assimilée par règlement du gouvernement. (Art. 46.1 de la LQE)

Plus précisément, les installations émettant des polluants dans l'atmosphère doivent respecter les critères ou seuils de référence inscrits dans le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) Q-2, r. 4,1. Le MDDLECC en 2016 a créé un document qui présente les normes et critères québécois de la qualité de l'atmosphère pour les contaminants, ainsi que les facteurs d'équivalence de toxicité pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les critères pour la qualité de l'air pour les odeurs. Les HAP demandent une attention particulière dans ce contexte, car ils sont des composés organiques faisant partie de la créosote.

La concentration des composés cancérigènes d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant peut être exprimée en équivalent toxique du benzo(a)pyrène en fonction de sa concentration limite et sa concentration initiale. Les facteurs d'équivalence de toxicité pour tous les HAP selon les normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère sont présentés dans le tableau 1.1. Les usines de traitement de bois à la créosote sont ainsi assujetties au Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère (Q-2, r. 15), car certains contaminants mentionnés dans ce règlement, dont des HAP, peuvent être émis lors du traitement du bois à la créosote. Au total 15 HAP sont visés par les dispositions du titre II du RAA et sont présentés dans le tableau 1.1 en gras. Le seuil de déclaration pour l'ensemble des contaminants dans cette catégorie des HAP est de 50 kg annuellement.

**Tableau 1.1 Facteurs d'équivalence de toxicité pour les HAP** (inspiré de : MDDELCC, 2016)

Nom des HAP	Facteur d'équivalence toxique	Nom des HAP	Facteur d'équivalence toxique
Acénaphthène	0,001	Acénaphthylène	0,001
Anthanthrène	0,3	<b>Anthracène</b>	0,01
<b>Benz(a)anthracène</b>	0,1	Benzo(c)phénanthrène	0,023
<b>Benzo(ghi)peryène</b>	0,01	<b>Benzo(a)pyrène</b>	1
<b>Benzo(e)pyrène</b>	0,01	<b>Benzo(b)fluoranthène</b>	0,1
<b>Benzo(j)fluoranthène</b>	0,1	<b>Benzo(k)fluoranthène</b>	0,1
<b>Chrysène</b>	0,01	Coronène	0,001
Cyclopenta(c,d)pyrène	0,1	Dibenz(a,c)anthracène	0,1
<b>Dibenzo(a,h)anthracène</b>	5	Dibenz(a,h)acridine	0,1

**Tableau 1.1 Facteurs d'équivalence de toxicité pour les HAP** (inspiré de : MDDELCC, 2016) (suite)

Dibenzo(a,j)acridine	0,1	Dibenzo(a,e)pyrène	1
Dibenzo(a,h)pyrène	10	Dibenzo(a,i)pyrène	10
Dibenzo(a,l)pyrène	10	7H-Dibenzo(c,g)carbazole	1
Diméthylbenzanthracène	10	1,6-Dinitropyrene	10
1,8-Dinitropyrene	1	<b>Fluoranthène</b>	0,001
<b>Fluorène</b>	0,001	<b>Indeno(1,2,3-cd)pyrène</b>	0,1
3-Méthylcholanthrène	1	5-Méthylchrysène	1
Naphtalène	0,001	5-Nitroacénaphène	0,01
6-Nitrochrysène	10	2-Nitrofluorène	0,01
1-Nitropyrene	0,1	4-Nitropyrene	0,1
Pérylène	0,001	<b>Phénanthrène</b>	0,001
<b>Pyrène</b>	0,001	-	-

De plus, le Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre (Q-2, r. 46,1) pourrait aussi s'appliquer à certaines de ces usines traitant le bois à la créosote. Ce règlement serait appliqué si les émissions annuelles de gaz à effet de serre de cette usine sont d'une quantité égale ou supérieure à 25 000 tonnes métriques en équivalent CO<sub>2</sub>. L'usine est responsable de vérifier si elle est assujettie ou pas.

L'odeur considérée comme un contaminant selon l'article 1, alinéa 5 de la LQE, est aussi réglementée selon le RAA. Les critères de qualité de l'air pour les odeurs sont présentés dans le tableau 1.2.

**Tableau 1.2 Critère de qualité de l'air pour les odeurs** (inspiré de : MDDELCC, 2016)

Concentration	Pourcentage de temps de respect	Nombre d'heures de dépassement permis par an	Période
1 u. o.*	98 %	175 heures	4 minutes
5 u. o.*	99,5 %	44 heures	4 minutes

\*u.o. = unité d'odeur

### 1.2.3 Encadrement fédéral

Au niveau fédéral, le gouvernement intervient selon la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). Cette loi stipule que le ministère de l'Environnement et le ministère de la Santé ont l'obligation d'évaluer les substances d'intérêt prioritaire qui présentent un danger pour la vie humaine et qui peuvent avoir des effets nocifs sur l'environnement. Les usines de traitement de bois à la créosote sont ainsi assujetties à cette loi, car la créosote est classée comme une substance toxique selon

la LCPE. L'annexe 1 de la loi identifie donc les matières résiduelles imprégnées de créosote provenant de lieux contaminés par la créosote et les hydrocarbures aromatiques polycycliques comme substances toxiques.

Sous la LCPE, les propriétaires ou les exploitants d'installations qui répondent aux critères de déclaration sont tenus de produire une déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) (Environnement et changements climatiques Canada, 2016). Ainsi, cette déclaration s'applique aux installations de préservation du bois qui doivent déclarer leur utilisation de créosote, peu importe le seuil de déclaration pour les HAP. La liste des substances par seuils à déclarer pour les HAP au total est de 50 kg par année. Donc, toute usine ayant cette exploitation doit produire une déclaration selon le guide de déclaration de l'INRP. La liste des HAP se limite à 30 et ils sont : Acénaphène, Acénaphylène, Benzo(a) anthracène, Benzo(a) phénanthrène, Benzo(a) pyrène, Benzo(b) fluoranthène, Benzo(e) pyrène, Benzo (g,h,i)pérylène, Benzo(j) fluoranthène, Benzo(k) fluoranthène, Dibenzo(a,e) fluoranthène, Dibenzo(a,e) pyrène, Dibenzo(a,h) acridine, Dibenzo(a,h) anthracène, Dibenzo(a,h) pyrène, Dibenzo(a,i)-pyrène, Dibenzo(a,j) acridine, Dibenzo(a,l) pyrène, Dibenzo(c,g) carbazole, Diméthylbenzo(a) anthracène, Fluoranthène, Fluorène, Indeno(1,2,3-cd) pyrène, Méthylcholanthrène, Méthylchrysène, Nitropyrène, Pérylène, Phénanthrène, Pyrène et Quinoléine.

## 2. CARACTÉRISTIQUES DES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Il est nécessaire d'étudier les caractéristiques de la créosote ainsi que des HAP pour mieux comprendre les problèmes potentiels que les usines traitant le bois à la créosote peuvent occasionner. Sachant que la pollution atmosphérique qui peut provenir de ces installations est souvent générée sous forme de vapeur, de gaz, d'aérosol ou de poussières contaminées, il est important d'analyser la toxicité et les effets sur la santé humaine et l'environnement de ces contaminants. Le présent chapitre se concentre surtout sur les rôles des composés chimiques les plus toxiques de la créosote qui peuvent se retrouver dans l'atmosphère. Leurs propriétés physicochimiques ainsi que leur capacité de dégradation étant des caractéristiques importantes pour trouver des méthodes d'épuration de l'air ambiant y seront de même présentées.

### 2.1 La créosote et ses particularités

La créosote est le résultat d'un mélange complexe de plus de 250 composés variables produits à partir de charbon (Environnement Canada, 2013). Les nombreux composants de la créosote se complètent bien dans la préservation du bois. Selon les recommandations pour la conception et l'exploitation des installations de préservation de bois d'Environnement Canada, la *American Wood Protection Association* [AWPA], en 1996, classait les composés de la créosote en 5 groupes :

- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques qui peuvent constituer 90 % de la créosote ;
- Les composés phénoliques, comprenant les phénols, les crésols, les xylénols et les naphthols, constituant entre 1 à 3 % de la créosote ;
- Les hétérocycles azotés, dont les pyridines, des quinoléines, des acridines, des indolines, les carbazoles, constituant entre 1 à 3 % de la créosote ;
- Les hétérocycles contenant du soufre, comprenant les benzothiophènes, constituant eux aussi entre 1 à 3 % de la créosote ;
- Les hétérocycles contenant de l'oxygène, comprenant les dibenzofurannes, constituant entre 5 à 7,5 % de la créosote.

Différentes fractions de créosote sont aussi présentes dans le marché selon le *United States Environmental Protection Agency* [US EPA] en 2008, dont :

- P1/P13 : Produits de préservation à la créosote
- P2 : Solution de créosote
- P3 : Solution de créosote et d'huile de pétrole
- P13 : Huile de pétrole aux fins de mélange avec la créosote

Les deux principaux types de créosote selon Environnement Canada (2013) sont la fraction P1/P13 et la fraction P2. La fraction P1/P13 utilisée comme produit de préservation dans le traitement des poteaux et des pieux est composée à 50 % de créosote de goudron de houille et à 50 % d'huile de pétrole. La fraction du type P2 correspond à la solution de créosote utilisée dans le traitement des traverses de chemin de fer. Ces deux types de fractions de la créosote sont obtenues en carbonisant le charbon par la distillation à haute température et en collectant des fractions de goudron de houille qui sont composées d'huile légère, huile moyenne et d'huile lourde (anthracène) (Environnement Canada, 2013). Les fractions de type P1/P13 et P2 sont recueillies lorsque la température de l'huile moyenne se situe entre 210 °C et 355 °C (US EPA, 2008).

Les propriétés physicochimiques de la créosote restent un peu variables en raison des nombreux composants de cette substance et de la variabilité de leurs concentrations. Le tableau 2.1 présente ses propriétés ayant un intérêt spécial pour sa manutention, notamment la combustion, la pression de vapeur, la solubilité dans l'eau et sa densité. Ces informations indiquent l'importance de ses propriétés à prendre en compte pour une utilisation sécuritaire.

**Tableau 2.1 Propriétés physicochimiques de la créosote** (tiré de : Environnement Canada, 2013, Chap. D, p. 5)

<b>État physique</b>	Mélange semi-liquide à température ambiante	<b>Densité relative</b>	1,05 à 1,09 à 15 °C
<b>Densité de vapeur</b>	Variable. Typiquement de 3 à 5	<b>Pression de vapeur</b>	Variable
<b>Point de fusion</b>	Variable (-60 °C à -20 °C)	<b>Point d'ébullition</b>	200 °C à 400 °C
<b>Concentration des solutions diluées</b>	Soit créosote pure (100 %) ou mélange en parts égales (50:50) avec de l'huile de pétrole	<b>Solubilité</b>	Pratiquement insoluble dans l'eau. Soluble dans l'alcool, le benzène et le toluène
<b>Principaux composants</b>	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	<b>Flottabilité</b>	Ne flotte pas et se dépose au fond des eaux douces et salées
<b>Aspect</b>	Liquide huileux, jaune à noir, à odeur âcre	<b>Point d'éclair</b>	> 74 °C (liquide combustible)



Les HAP sont les principaux composants de la créosote. Selon le US-EPA (2008), les composants les plus communs et toxiques se retrouvant dans la créosote sont l'anthracène, le fluoranthène, l'acénaphène, le fluorène, le naphthalène, le chrysène, le pyrène et le phénanthrène. Les HAP constituant environ 90 % de la créosote composent donc une classe à part et doivent être étudiés dans ce contexte pour mieux comprendre la capacité de dégradation, la toxicité et les effets de la créosote.




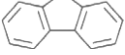
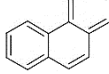
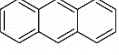
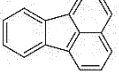

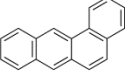
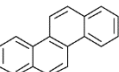
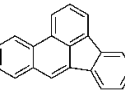
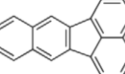
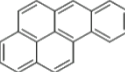
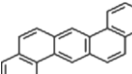

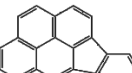
## **2.2 Caractéristiques des hydrocarbures aromatiques polycycliques**

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont des composés organiques la plupart sans couleur, blancs ou jaune pâle (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Ils ne contiennent que des atomes de carbone et d'hydrogène (Arey et Atkinson, 2003). Cependant, certains composés aromatiques contenant du soufre, de l'azote ou de l'oxygène leur sont parfois associés (Institut National de l'Environnement industriel et des risques [INERIS], 2005). Les HAP peuvent se former pendant des processus biologiques et de la combustion incomplète de la matière organique de sources naturelles (feux de forêts, volcan, etc.) et de sources de combustion anthropiques (pétrole, production de charbon, etc.) (Kim, Jahan, Kabir et Brown, 2013). Ainsi, les HAP sont communément retrouvés dans l'air, le sol et l'eau. Par conséquent, ils sont jugés omniprésents dans l'environnement (Baklanov et al., 2007).

À ce jour, plusieurs centaines de composés chimiquement liés, persistants dans l'environnement avec des structures et toxicités diverses sont présents (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Parmi ces HAP, 16 d'entre eux ont été retenus par le US-EPA depuis 2008 et sont couramment analysés pour des études en fonction des problèmes environnementaux importants du fait de leur toxicité. Le tableau 2.2 présente les 16 HAP retenus par la US-EPA et en gras sont présentés les HAP retrouvés dans la créosote.

Akyuz et Cabuk (2010) démontrent que les HAP peuvent manifester différentes fonctions comme la sensibilité à la lumière, la résistance à la chaleur, la résistance à la corrosion tout autant que d'avoir des actions physiologiques. De plus, la plupart des HAP sont volatils et stables, mais leur biodégradabilité varie en fonction des conditions du milieu (INERIS, 2005).

**Tableau 2.2 Liste de 16 HAP classés prioritaires par la US-EPA** (inspiré de : INERIS, 2005, p. 18 et Kim et al., 2013, p.73)

Nom	N° CAS*	Nombre de cycles	Formule chimique	Structure
<b>Naphtalène</b>	91-20-3	2	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	
Acénaphthylène	208-96-8	3	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	
<b>Acénaphtène</b>	83-32-9	3	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	
<b>Fluorène</b>	86-73-7	3	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	
<b>Phénanthrène</b>	85-01-8	3	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	
<b>Anthracène</b>	120-12-7	3	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	
<b>Fluoranthène</b>	206-44-0	4	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	
<b>Pyrène</b>	129-00-0	4	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	
Benzo(a) anthracène	56-55-3	4	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	
<b>Chrysène</b>	218-01-9	4	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	
Benzo(b) fluoranthène	205-99-2	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	
Benzo(k) fluoranthène	207-08-9	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	
Benzo(a) pyrène	50-32-8	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	
Dibenzo(ah) anthracène	53-70-3	5	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	
Benzo(ghi)pérylène	191-24-2	6	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	
Indéno(1,2, 3, cd) pyrène	193-39-5	6	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	

\* CAS (Chemical Abstracts Service) : numéro unique pour chaque substance chimique décrite

Le tableau 2.3 présente les propriétés physicochimiques de 16 HAP classés prioritaires selon le US-EPA. Ainsi, le coefficient de partage du carbone organique (Koc) indique la propension des HAP à se lier à la matière organique du sol ou du sédiment et le coefficient de partage octanol/eau (Kow) permet d'estimer la migration des HAP vers des lipides (INERIS, 2005). Ces propriétés sont fortement corrélées à la masse molaire moléculaire de l'HAP considéré. La faible hydrosolubilité des HAP et leur masse volumique, supérieure à 1, permettent de les classer dans la famille des phases liquides non aqueuses. Étant hydrophobes, liposolubles et généralement volatils, les HAP ont tendance à s'adsorber sur les matrices solides et notamment les matières organiques (Zhou, Liu, et Tang, 2004).

### **2.2.1 Propriétés chimiques**

Le terme « HAP » se réfère aux composés consistants seulement d'atomes de carbone et d'hydrogène. Ils sont neutres apolaires, constitués d'au moins deux cycles aromatiques fusionnés avec une paire d'atomes de carbone partagés entre les anneaux dans leurs molécules (Tableau 2.3). Chimiquement, les HAP sont formés de deux anneaux ou plus de benzène par des arrangements linéaires, angulaires ou en coin. (Arey et Atkinson, 2003) Les HAP contenant jusqu'à six anneaux aromatiques sont souvent connus comme « petits HAP », et ceux qui contiennent plus de six anneaux aromatiques sont appelés « grands HAP » (Abdel-Shafy et Mansour, 2016).

Selon INERIS (2005), les HAP peuvent être classés en trois groupes basés sur le nombre de cycles aromatiques qu'ils contiennent et leur masse molaire moléculaire. Ces groupes sont :

- Les HAP de faibles masses molaires moléculaires (de l'ordre de 152-178 g/mol, soit 2 à 3 cycles) : naphthalène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, anthracène et phénanthrène ayant une solubilité et volatilité plus élevée.
- Les HAP de masses molaires moléculaires intermédiaires (de l'ordre de 202 g/mol, 4 cycles) : fluoranthène, pyrène.
- Les HAP à masses molaires moléculaires élevées (de l'ordre de 228-278 g/mol, soit 4 à 6 cycles) : benzo (a) anthracène, chrysène, benzo (a) pyrène, benzo(b) fluoranthène, dibenzo(ah) anthracène, benzo(k) fluoranthène, benzo(ghi) pérylène, indéno(1,2, 3, cd) pyrène ayant une sorption plus forte.

**Tableau 2.3 Propriétés physicochimiques de 16 HAP prioritaires par le US-EPA** (inspiré de : INERIS, 2005, p. 20 et Kim et al., 2013, p, 73)

Nom	Masse molaire moléculaire [g/mol]	Densité [g/cm <sup>3</sup> ]	Solubilité dans l'eau [mg/l] à 25 °C	Coefficient de partage octanol-eau (log Kow)	Coefficient de partage octanol-carbone organique (log Koc)	Pression de vapeur à 25 °C (Pa)	Point d'ébullition (°C)
<b>Naphtalène</b>	128,2	1,162	32	3,3	3,15	11,9	218
Acénaphtylène	152,2	1,194	3,93	4,07	1,4	3,86	280
<b>Acénaphène</b>	154,2	1,024	3,42	3,98	3,66	0,50	279
<b>Fluorène</b>	166,2	1,203	1,9	6,58	6,2	0,432	295
<b>Phénanthrène</b>	178,2	1,172	1	4,45	4,15	9,07×10 <sup>-2</sup>	339-340
<b>Anthracène</b>	178,2	1,240	0,07	4,45	4,15	3,4×10 <sup>-3</sup>	340
<b>Fluoranthène</b>	202,3	1,236	0,27	4,9	4,58	1,08×10 <sup>-3</sup>	375-393
<b>Pyrène</b>	202,3	1,271	0,16	4,88	4,88	5,67×10 <sup>-4</sup>	360-404
Benzo(a) anthracène	228,3	1,174	0,0057	5,61	5,3	6,52×10 <sup>-7</sup>	435
<b>Chrysène</b>	228,3	1,274	0,06	5,16	5,3	1,04×10 <sup>-6</sup>	441-448
Benzo(b) fluoranthène	252,3	-	0,001	6,04	5,74	1,07×10 <sup>-5</sup>	168
Benzo(k) fluoranthène	252,3	-	0,0008	6,06	5,74	1,28×10 <sup>-8</sup>	217
Benzo(a) pyrène	252,3	1,282	0,0038	6,06	6,74	6,52×10 <sup>-7</sup>	493-496
Dibenzo(ah) anthracène	278,3	1,252	0,0005	6,84	6,52	2,80×10 <sup>-9</sup>	262
Benzo(ghi) pérylène	276,3	-	insoluble	6,5	6,2	1,33×10 <sup>-8</sup>	525
Indéno(1,2, 3, cd) pyrène	276,3	-	0,0008	6,58	6,2	1,3×10 <sup>-8</sup>	536

### 2.2.2 Capacité de dégradation

La dégradation des HAP dans l'environnement inclut la biodégradation, la photo-oxydation et l'oxydation chimique par l'adsorption, lixiviation et la bioaccumulation des particules dans le sol (Nadarajah, Van, Pannu, Singh et Ward, 2002). Chacun de ces processus de dégradation affecte individuellement et de manière différente les HAP. Leur capacité de dégradation est affectée dissemblablement, due aux caractéristiques physicochimiques différentes et à la structure unique de chaque HAP. La plupart des

articles recensés étudient la biodégradation des HAP par des microorganismes. Dans une quantité moindre, des études sur d'autres modes de dégradation comme la photolyse et l'oxydation sont observées.

La biodégradation des HAP est communément étudiée dans des conditions aérobiques. Cependant, la dégradation anaérobie est aussi démontrée sous conditions de dénitrification (Haritash et Kaushik, 2009). Selon Fredslund et al. (2008), pour que les HAP soient biodégradés par des bactéries, il est nécessaire qu'ils soient rendus disponibles pour les bactéries pour être assimilés. Ainsi, les HAP peuvent être biodisponibles lors des phases de dissolution ou de vapeur. Cependant, il a été aussi observé que le taux de dégradation peut être réduit si les bactéries impliquées dans ce processus trouvent un agent chimique qui est utilisé plus facilement comme source de nourriture (Abdel-Shafy et Mansour, 2016).

La dégradation par photolyse est définie comme la destruction d'un composé chimique comme réaction amorcée lors de l'absorption de la lumière (Manahan, 2013). Ce type de réaction se produit lorsque la lumière est absorbée par les électrons excités des HAP avec les molécules. Cette excitation crée un arrangement instable de la structure des HAP. Par conséquent, un tel arrangement structurel instable permet à plusieurs processus physiques et chimiques d'agir sur le composé (Schwarzenbach, Gschwend et Imboden, 1996). Les réactions par photolyse impliquant les HAP sont similaires aux réactions biodégradables selon Finlayson-Pitts Jr. et Pitts (1997). Par exemple, les HAP se dégradent plus efficacement lorsqu'ils sont dans une phase aqueuse ou gazeuse. Contrairement, la photodégradation des HAP est moins importante quand ils sont absorbés par des particules dans l'atmosphère ou dans le sol.

La dégradation chimique semble affecter moins les HAP dans presque toutes les conditions environnementales existantes. Dans le cas de l'oxydation chimique, de façon naturelle ou en utilisant un traitement technologique, le taux d'oxydation des HAP dépend de plusieurs propriétés du système (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Par exemple, la masse moléculaire molaire, la structure du composé, son état physique, la température et la résistance de l'oxydant vont influencer le résultat final (Abdel-Shafy et Mansour, 2016).

## **2.3 Toxicité des HAP**

Le mécanisme de toxicité interfère et perturbe le fonctionnement normal des organes et des membranes cellulaires en réaction à une substance toxique rencontrée (Manahan, 2013). La toxicité des HAP peut être aigüe, faible ou modérée selon le composé considéré et le temps d'exposition. Aux vues des concentrations auxquelles sont exposées les populations, les risques toxiques associés aux HAP sont généralement liés à une exposition chronique. Ce sont des molécules biologiquement actives. Une fois accumulées dans les tissus organiques, elles peuvent avoir des réactions de transformation sous l'action d'enzymes conduisant à la formation des métabolismes pouvant avoir des effets toxiques dans les molécules de protéines et l'ADN provoquant des dysfonctions cellulaires (Armstrong, Hutchinson, Unwin et Fletcher, 2004 ; Albinet, 2006). Ainsi, il a été prouvé que certains HAP peuvent causer des effets cancérigènes et multigéniques et sont potentiellement immunosuppresseurs (Kim et al, 2013). Dans le cadre de cet essai, les effets toxiques sur la santé humaine par des expositions par inhalation sont principalement présentés.

### **2.3.1 Impacts sur la santé humaine**

Les risques les plus importants liés aux HAP sont leurs effets cancérigènes et mutagènes. En effet, certains d'entre eux ont été classés cancérigènes probables ou possibles pour les humains selon l'*International Agency for Research on Cancer* [IARC] (2018). Les personnes peuvent être exposés aux HAP dans l'air et la surface du sol par inhalation directe, ingestion ou contact dermique (Armstrong et al., 2004, Ravindra et al., 2008). Selon l'INERIS (2000), des études démontrent que les HAP sont préférentiellement adsorbés sur les particules de petite taille de diamètre inférieur à 3,5 µm susceptibles d'atteindre les voies respiratoires, en véhiculant ainsi les composés qui se trouvent adsorbés. Selon Nielsen, Jorgensen, Larsen et Poulsen (1996), la phase organique particulaire a un potentiel cancérigène plus important que la phase gazeuse. Néanmoins, la phase gazeuse peut aussi être dangereuse pour la santé et ne doit pas être négligée. En effet, en 2013, Kim et al. ont démontré que les effets les plus significatifs sur la santé sont causés par l'exposition d'inhalation des HAP, causant un risque élevé de cancer du poumon. Ce phénomène s'explique par le fait qu'une fraction des HAP inhalés pénètre dans l'organisme soit par l'intermédiaire des cellules de l'épithélium bronchique où le métabolisme prend place, soit au niveau alvéolaire (INERIS, 2000).

Plusieurs mélanges des HAP en atmosphère de travail ont été également classés comme cancérigènes pour l'homme. Parmi les HAP, la toxicité du benzo(a) pyrène est la mieux documentée et la plus

mesurée. Sa toxicologie est en partie indirectement liée au pouvoir cancérigène de l'un de ses métabolismes qui se fixe au niveau de l'ADN des cellules et entraîne des mutations pouvant aboutir au développement d'un cancer (Albinet, 2006). C'est ainsi que le benzo(a) pyrène a été classé récemment comme cancérigène pour l'homme par le CIRC (groupe 1), ayant la capacité d'induire à un cancer du poumon reconnu. La liste des 16 HAP étudiés dans cet essai déterminant sa cancérigénicité est présentée dans le tableau 2.4. Ainsi, le Naphtalène, le Chrysène, le Benzo(b) fluoranthène, le Benzo(k) fluoranthène, le Indéno (1,2, 3, cd) et le pyrène se retrouvent dans la classe 2B, étant considérés comme cancérigène possible pour l'homme.

Des effets sur des anomalies de l'organisation anatomique, congénitale et héréditaire ont également été observés. En effet, des résultats embryotoxiques des HAP ont été décrits dans des études faites chez des animaux exposés au benzo(a) anthracène, benzo(a) pyrène et la naphtaline (Wassenberg et Di-Giulio, 2004). De plus, des études faites par le *Center for Children's Environmental Health* (CCEH) ont démontré que l'exposition à la pollution des HAP pendant la grossesse est liée à des fausses couches, incluant un poids bas des nouveau-nés et un développement retardé de l'enfant selon Perera, Tang, Whyatt, Lederman, et Jedrychowski (2005). De plus, la génotoxicité des HAP joue un rôle important dans les processus cancérigènes et peut former différents développements de toxicité (Mersch-Sundermann, Mochayed et Kevekordes, 1992 ; Nylund, Hakala et Sorsa, 1992). Le benzo(ghi) fluoranthène, benzo(a) pyrène, chrysène, dibenzo(al) pyrène, fluoranthène exposent un haut taux de génotoxicité quand ils sont incubés en présence d'un mélange d'activation métabolique exogène (White, 2002). Des évidences sur la génotoxicité des HAP sont limitées et basées seulement sur des expériences de laboratoire.

L'impact des HAP sur la santé humaine dépend principalement de la durée d'exposition, la quantité et la concentration des HAP lors de l'exposition ainsi que la toxicité relative de chaque HAP. D'autres facteurs subjectifs comme l'état de santé préexistante et l'âge peuvent aussi affecter de manière différente l'état de santé des personnes exposées. À court terme, les effets des HAP sur la santé humaine ne sont pas très clairs. Cependant, des expositions à des hauts niveaux de mélanges de polluants contenant des HAP dans des espaces clos ont abouti aux symptômes comme l'irritation des yeux, la nausée, des vomissements, la diarrhée et la confusion (Unwin, Cocker, Scobbie et Chambers, 2006). Sur le long terme, les expositions aux HAP peuvent diminuer la fonction immunitaire, développer des cataractes, produire des problèmes de rein et de foie, des troubles respiratoires, des symptômes semblables à l'asthme et des anomalies dans le fonctionnement des poumons (Olsson et al., 2010).

**Tableau 2.4 Classe de cancérogénicité des 16 HAP selon le IARC**

Nom	N° CAS	Classe*	Nom	N° CAS	Classe*
<b>Naphtalène</b>	91-20-3	2B	Benzo (a) anthracène	56-55-3	-
Acénaphtylène	208-96-8	-	<b>Chrysène</b>	218-01-9	2B
<b>Acénaphène</b>	83-32-9	3	Benzo(b) fluoranthène	205-99-2	2B
<b>Fluorène</b>	86-73-7	3	Benzo(k) fluoranthène	207-08-9	2B
<b>Phénanthrène</b>	85-01-8	3	Benzo(a) pyrène	50-32-8	1
<b>Anthracène</b>	120-12-7	3	Dibenzo(ah) anthracène	53-70-3	-
<b>Fluoranthène</b>	206-44-0	3	Benzo(ghi) pérylène	191-24-2	3

**\*Classe IARC, 2018**

Classe 1 : cancérogène pour l'homme

Classe 2A : cancérogène probable pour l'homme

Classe 2B : cancérogène possible pour l'homme

Classe 3 : inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme

Classe 4 : probablement pas cancérogène pour l'homme

### 2.3.2 Impacts sur l'environnement

Les effets des différents composés de la créosote et des HAP peuvent affecter les organismes terrestres et aquatiques. En effet, comme n'importe quel autre polluant, les matières particulaires des HAP émises dans l'atmosphère se déposent par la suite dans les eaux de surface et le sol. C'est le moyen le plus important par lequel les HAP se retrouvent dans tous les milieux de l'environnement. Ils sont principalement retrouvés dans le sol, les sédiments, et d'autres substances huileuses (Ray, Khillare, Kim et Brown, 2012). À cause de son caractère lipophile, les HAP se déposent dans les biosystèmes terrestres et aquatiques. La toxicité des HAP pour les organismes aquatiques est affectée par le métabolisme et la photooxydation. Ainsi, ils sont plus toxiques avec la présence de la lumière ultraviolette (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Les HAP ont une toxicité aiguë considérée de moyenne à élevée chez les poissons et les oiseaux (Beyer, Jonsson, Porte, Krahn et Ariese, 2010). Dans le sol, les HAP causent probablement moins d'effets toxiques chez les invertébrés terrestres, à moins que le sol soit fortement contaminé (Dong, Chen et Chen, 2012). Les effets chez ces animaux peuvent se manifester sous forme de tumeurs et des problèmes dans la reproduction, le développement et le système immunologique (Beyer et al., 2010 et Dong et al., 2012).



Comme il a été décrit plus haut, les HAP sont persistants dans l'environnement et peuvent être bioaccumulables. Ainsi, les concentrations des HAP trouvés chez les poissons et les crustacés sont soupçonnées d'être plus élevées que celles trouvées dans l'environnement d'où ces organismes viennent (Beyer et al., 2010). De plus, la bioaccumulation a été aussi observée chez les invertébrés terrestres. Cependant, le métabolisme des HAP est suffisamment élevé pour empêcher la bioamplification, c'est-à-dire, l'augmentation de la concentration de ces HAP dans la chaîne alimentaire (Tudoran et Putz, 2012 ; Inomata, Kajino, Sato, Ohara et Kurokawa, 2012).

Par ailleurs, les plantes peuvent absorber les HAP dans le sol à travers ses racines et les transférer à d'autres parties de la plante (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Le taux d'absorption est généralement influencé par la concentration, la solubilité, leur état physicochimique et le type de sol. Des effets de phytotoxicité créés par les HAP sont rares. Les recherches et les données sur cette information sont limitées. Ainsi, certaines plantes peuvent contenir certaines substances qui les protègent contre les effets des HAP et d'autres, peuvent synthétiser les HAP qui fonctionnent comme des hormones de croissance (Wang, Chen, Xu, Qiao et Huang, 2005).

Les odeurs générées lors du traitement de bois à la créosote et lors du séchage du bois traité peuvent être considérées des nuisances pour l'environnement et les résidents voisins. En effet, le naphthalène constitue une composante principale de ce mélange et il est souvent associé à l'odeur caractéristique de la créosote (Gallego et al., 2008). Donc, leur concentration dans l'air ambiant pour limiter les impacts sur l'environnement doivent être prise en compte.

### **3. ANALYSE ET ÉVALUATION DE LA TECHNIQUE DE DÉCONTAMINATION DE L'AIR PAR PHYTOREMÉDIATION**

Dans ce chapitre, la phytoremédiation sera présentée comme technologie favorable pour la décontamination de l'air ambiant. L'analyse et l'évaluation de cette technologie verte seront donc expliquées. Les phytotechnologies sont considérées comme des techniques visant à traiter des problèmes environnementaux par l'utilisation de plantes vivantes. Ainsi, ces technologies sont utilisées lors des travaux de dépollution des eaux, de l'air et des sols, le contrôle de l'érosion et du ruissellement, la restauration des sites dégradés, la captation des gaz à effet de serre, la réduction de la chaleur et de la vitesse du vent (Société québécoise de phytotechnologie [SQP], 2016). La phytoremédiation est plus souvent utilisée pour la décontamination des sols et des eaux. Cet essai cherche à établir si l'application de plantes pour l'assainissement de l'air par leur adsorption, leur absorption et leur dégradation des HAP se retrouvant dans l'air est possible. Pour ce faire, le rôle des plantes pour la remédiation de l'air ambiant et les principales techniques reconnues de décontamination seront présentés, suivis par l'efficacité de ces technologies. Les avantages et limites seront ensuite listés dans le but de démontrer la mise en place de cette technologie pour répondre à la problématique de cet essai. Des adaptations possibles, s'appuyant sur des études de cas, seront finalement suggérées.

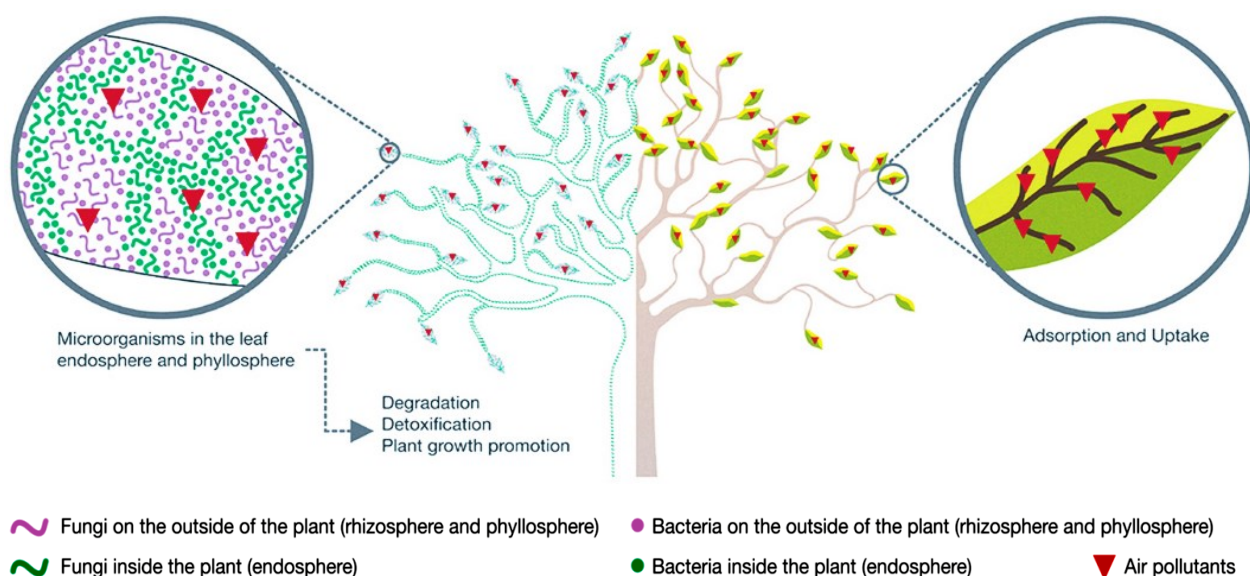
#### **3.1 Le rôle des plantes dans la décontamination de l'air ambiant**

Les feuilles des plantes, principaux organes photosynthétiques, présentent une surface supérieure et une surface inférieure. La surface supérieure a une couche cireuse appelée cuticule (Kirkwood, 1999). Le type de cire, sa composition et la quantité produite diffèrent d'une espèce végétale à une autre. La cuticule est primordiale pour prévenir l'évaporation de l'eau sur la surface des feuilles et elle fonctionne aussi comme barrière pour éviter la pénétration des agents chimiques polluants ou toxiques. La surface de feuilles est remplie d'excroissances sous différentes formes appelées trichomes. Ces trichomes jouent un rôle important dans le mécanisme de défense chez la plante grâce à ses propriétés physiques et biochimiques (Tian et al., 2017). Les cellules de l'épiderme se retrouvent directement au-dessous de la couche de cuticule dans laquelle les stomates se trouvent. Les stomates permettent d'avoir des échanges gazeux entre la plante et l'air ambiant, règlent le flux de gaz dans les feuilles et sont aussi capables d'adsorber ou d'absorber d'autres agents chimiques dans l'air. Les échanges de gaz et la photosynthèse ont lieu dans l'emballage chloroplastique dans les espaces d'air des cellules spongieuses mésophylliques dans l'épiderme (Wei et al., 2017). Les tissus xylémiques et phloémiques se situent à l'intérieur des veines des feuilles dans le système vasculaire de la plante qui est connecté du bout des

racines jusqu'aux bords de feuilles. Le xylème transporte l'eau et les nutriments des racines vers les feuilles et le phloème transporte la sève et les réserves, composant tous deux le tissu conducteur chez la plante (Wei et al., 2017).

Les plantes sont connues pour leur grande capacité de captage des polluants dans l'air et elles peuvent même métaboliser une partie de ces contaminants (Brack, 2002; Nowak, Crane et Stevens, 2006). Elles peuvent également capturer et récupérer de manière significative les particules en suspension dans l'air, particulièrement dans des zones urbaines et près des routes, en adsorbant ces particules sur le feuillage et en les stabilisant dans la cuticule (Dzierzanowski, Popek, Gawronska, Saebo et Gawronski, 2011; Popek, Gawronska, Wrochna, Gawronski et Saebo, 2013; Saebo et al., 2012). Selon Popek, Gawrońska et Gawroński (2015), les arbres et les arbustes créant des filtres de flux des particules en suspension, peuvent réduire la quantité de ces particules dans l'air jusqu'à 50 % s'accumulant sur le feuillage des arbres. Les processus de filtration de l'air ambiant peuvent être améliorés par les caractéristiques spécifiques de feuilles de certaines espèces d'arbres et arbustes, comme les trichomes et la quantité et composition chimique des cuticules (Popek et al., 2013 ; Kaupp, Blumenstock et McLachan, 2000). Heureusement, les plantes ne vivent pas seules et elles sont associées à des milliers d'autres organismes, comme des bactéries et des microbes (Bringel et Couee, 2015). De manière générale, il est reconnu que les interactions entre les plantes et les microbes jouent un rôle important pendant la phytoremédiation en dégradant, désintoxiquant ou séquestrant les polluants et peuvent promouvoir la croissance de certains végétaux (Weyens, van der Lelie, Taghavi, Newman, et Vangronsveld, 2009a ; Weyens, van der Lelie, Taghavi et Vangronsveld, 2009b).

Dans le cas de la pollution de l'air ambiant, la surface des feuilles et des tiges est connue pour adsorber de quantités significatives de polluants. Par conséquent, les bactéries et les microorganismes vivants sur ces surfaces, appelées phyllosphère, pourraient être de grande importance. La partie de la pollution adsorbée trouve aussi son entrée dans la plante, faisant des organismes vivants à l'intérieur de la plante (endophytes) de haut intérêt. Ces bactéries et microorganismes dans la phyllosphère et l'endosphère peuvent donc dégrader et désintoxiquer la partie des polluants au niveau des feuilles comme montré sur la figure 3.1 (Weyens et al., 2015).



**Figure 3.1 Schéma de phytoremédiation de polluants aériens** (tiré de Weyens et al., 2015)

Les microorganismes associés aux plantes sont aussi connus pour jouer un rôle important pendant la croissance de la plante et son développement. Ces microorganismes peuvent augmenter de la disponibilité des nutriments, en produisant des hormones de croissance pour la plante et en aidant la plante à faire face des moments de stress biotiques et abiotiques (Bulgarelli, Schlaeppi, Spaepen, Ver Loren van Themaat et Schulze-Lefert, 2013 ; Weyens et al., 2009a).

Dans le cas de la phytoremédiation, ces caractéristiques chez les plantes favorisant la croissance pourraient aboutir à une biomasse accrue et augmenter la surface pour adsorber les polluants de l'air ambiant, améliorant donc la capacité d'adsorption. De plus, les microorganismes associés aux plantes possèdent différents moyens de dégradation et des capacités métaboliques, aboutissant à la dégradation de polluants organiques plus efficaces et la réduction de la phytotoxicité et l'évapotranspiration de polluants volatils (Weyens et al., 2009b). Selon Weyens et al. (2015), les microbes associés au feuillage peuvent supporter les plantes pour faire face aux situations de stress causées par les particules en suspension et les polluants associés à ces particules. Ils permettent ainsi d'augmenter l'efficacité de la phytoremédiation. Cependant, le rôle des microbes dans la désintoxication de polluants sur la surface de feuilles n'est pas encore très connu.

Dans le cadre de cet essai, les agents chimiques dans l'air et ceux adsorbés par les particules en suspension visées sont les HAP. Plusieurs études ont démontré la capacité des plantes à retirer des

composés organiques volatils (COV) de l'air, dont certains HAP inclus dans les grands groupes chimiques organiques (Agrawal, Singh, Rajput, Marshall et Bell, 2003; Karl et al., 2010; Kim, Kil, Song, et Yoo, 2008; Yang, Pennisi, Son et Kays, 2009). Ainsi, l'étude réalisée par De la Cruz, Christensen, Thomsen et Müller (2014) liste plus de 100 espèces de plantes d'intérieur qui ont la capacité de capter les COV, et certaines espèces d'HAP. De manière générale, les plantes captent les COV principalement par les stomates dans les feuilles et certains gaz sont pris et dégradés par la cuticule. Le captage des polluants par les stomates est le sujet de maintes études qui confirment un taux plus haut d'absorption pendant le jour que la nuit (Kim et al., 2008; Treesubsuntorn et Thiravetyan, 2012; Yoo, Kwon, Son et Kays, 2006). L'absorption cuticulaire est démontrée en mesurant la quantité de COV présente dans la couche de cire sur les feuilles (Sriprapat et Thiravetyan, 2013; Treesubsuntorn et Thiravetyan, 2012).

Il est important de prendre en compte les propriétés physicochimiques des contaminants dans l'air pour évaluer sa capacité et le taux de dégradation dans les plantes. Selon de la Cruz et al. (2014), un COV hydrophile ne pourra pas se diffuser facilement dans les lipides de la cuticule, considérant qu'un COV lipophile va s'infiltrer plus facilement à travers la cuticule. Une fois dans les feuilles, les COV sont diffusés dans les espaces intercellulaires et peuvent être absorbés par de l'eau sous forme d'acides ou réagir avec les plaques intérieures à la surface des feuilles (Smith, 1990). Les COV peuvent être par la suite transférés par le phloème vers d'autres organes de la plante (Hanson et Roje, 2001; Su et Liang, 2013). Finalement, une fois à l'intérieur de la plante les COV peuvent être dégradés, stockés ou éliminés (Giese, Baue-Doranth, Langebartels et Sander mann, 1994; Schmitz, Hilgers et Weidner, 2000). Donc, il est probable que les HAP réagissent de la même manière, s'infiltrant plus facilement par la cuticule d'après son caractère lipophile comme expliqué dans le chapitre précédent et que les plantes puissent les assimiler et potentiellement les dégrader.

La capacité de plantes à dégrader les COV est connue depuis un certain temps, mais la dégradation des HAP par les feuilles de plantes est encore méconnue. Cependant, ce n'est que depuis récemment que nous savons que les feuilles de plantes jouent un rôle très important pour le support de ces microbes qui peuvent dégrader les particules et potentiellement les HAP qui sont associés (Brigel et Couee, 2015). De plus, la phyllosphère représente l'un des habitats microbiens le plus répandu sur la planète composée par différentes communautés bactériennes (Knief et al., 2012; Vacher et al., 2016; Vorhold, 2012; Voriskova et Baldrian, 2013). La composition de la communauté phyllosphère est influencée par les espèces de plantes associées (Whipps, Hand, Pink et Bending, 2008). Il est donc important, dans le

contexte de phytoremédiation de l'air, de bien choisir les espèces végétales capables d'accueillir une communauté bactérienne importante et capable de dégrader les HAP qui sont visés dans le cadre de cet essai dans le but de décontaminer l'air ambiant autour de l'usine à l'étude.

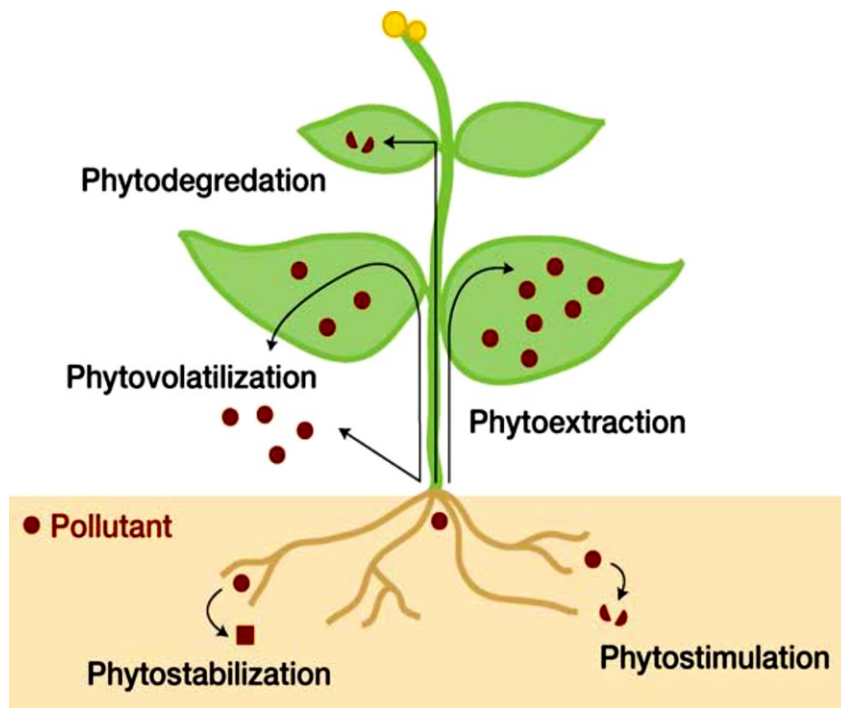
### **3.2 Les techniques de phytoremédiation**

La phytoremédiation est définie comme l'utilisation des plantes *in situ* pour la décontamination des sites contaminés impliquant les sols, les sédiments et l'eau (Jan et Parray, 2016). D'autres auteurs définissent la phytoremédiation comme l'utilisation des plantes et les microbes associés pour nettoyer ou décontaminer l'environnement (Raskin, Kumar, Dushenkov et Salt, 1994; Salt et al., 1995 ; Salt, Smith et Raskin, 1998). Selon Pilon-Smith (2005), la phytoremédiation représente l'ensemble de techniques *in situ* qui visent des plantes capables d'extraire, de dégrader ou d'immobiliser les contaminants dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans l'eau de surface ou souterraine et dans l'air. La phytoremédiation peut être utilisée pour des substrats solides, liquides et gazeux. Des études démontrent que les sols contaminés sur les sites qui traitent le bois peuvent être décontaminés par les diverses techniques de phytoremédiation (Ferro, Rock, Kennedy, Herrick et Turner, 1999; Olson, Reardon et Pilon-Smiths, 2003; Rock, 2003). Les différentes techniques utilisées dans la phytoremédiation seront décrites brièvement dans cette partie, car elles peuvent opérer simultanément avec la technique de filtration de l'air qui est priorisée dans cette étude. Les techniques de phytoremédiation les plus utilisées pour la décontamination des sols et des eaux souterraines sont la phytoextraction, la phytostabilisation, la phytodégradation, la rhizodégradation et la phytovolatilisation (Moosavi et Seghatoleslami, 2013; Pilon-Smiths, 2005) (Figure 3.2).

#### **3.2.1 La phytoextraction**

La phytoextraction ou phytoaccumulation consiste à adsorber et transporter les contaminants dans les sols par les racines des plantes vers leurs parties aériennes pour être par la suite recollectés (Jan et Parray, 2016; SQP, 2016). Cette technique est plus utilisée pour absorber ou capturer les éléments métalliques et métalloïdes biodisponibles dans le sol, mais aussi certains contaminants organiques (SQP, 2016). Cette pratique ramène les niveaux des contaminants dans le sol vers des limites acceptables. Elle est la plus utilisée pour décontaminer les sols et peut prendre jusqu'à plusieurs années avant que les niveaux de décontamination soient atteints (Pilon-Smiths, 2005). Parfois, les champignons se retrouvant dans les racines, les mycorhiziens, aident à l'absorption des métaux quand les concentrations de contaminants dans le sol sont faibles (Pilon-Smiths, 2005). Ensuite la récolte de la biomasse se fait de

manière régulière pour retirer les contaminants qui se trouvent dans les différentes parties de la plante (SQP, 2016).



**Figure 3.2 Différentes manières de décontamination par phytoremédiation à travers les plantes** (tiré de Pilon-Smits, 2005)

### 3.2.2 La phytostabilisation

La phytostabilisation est l'utilisation de certaines plantes pour bloquer les polluants dans le sol et dans l'eau souterraine par l'assimilation, l'accumulation ou l'adsorption par les racines pour éviter leur dispersion dans le sol (Mertens, Vervaeke, De Schrijver et Luyssaert, 2004). Ce processus diminue la migration des polluants et évite leur passage vers l'eau souterraine ou l'air, limitant son entrée dans la chaîne alimentaire (Jan et Parray, 2016). Les plantes agissent donc en réduisant la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage), par prévention des mouvements latéraux ou de profondeur, par l'érosion ou par le lessivage (SQP, 2016). Les plantes peuvent aussi atténuer la formation de lixiviat contaminé et diminuer la migration d'un panache de contaminants dissous dans l'eau souterraine (SQP, 2016). Un suivi à long terme est recommandé par l'US-EPA (1999) afin de prévenir que les contaminants ne se retrouvent dans l'environnement.

### **3.2.3 La phytodégradation et la rhizodégradation**

Les plantes peuvent être capables de dégrader des composés organiques de manière complète ou incomplète, par l'intermédiaire de ses racines ou ses parties aériennes, et elles pourraient aussi les entreposer (Pilon-Smits, 2005). Outre les activités enzymatiques des plantes, l'activité microbienne (endophytes) qui y habite peut aussi dégrader ces produits organiques habitant dans la plante (Pilon-Smits, 2005). Au niveau des racines, il a été démontré que l'association entre plantes et microorganismes est effective pour dégrader les contaminants à ce niveau par rhizodégradation (Olson, Reardon et Pilon-Smits, 2003). La rhizodégradation peut être utilisée entre autres pour remédier à des problèmes de contamination par hydrocarbures pétroliers et favoriser donc la dégradation des HAP (Olson, Reardon et Pilon-Smits, 2003).

### **3.2.4 La phytovolatilisation**

La phytovolatilisation est le processus par lequel l'absorption et la volatilisation des contaminants par la plante libèrent complètement ou sous forme modifiée les contaminants dans l'atmosphère (Jan et Parray, 2016). Ceux-ci sont captés surtout au niveau de la rhizosphère par la relation symbiotique entre les microorganismes des racines et les plantes. La quantité des polluants qui est transportée à travers le système vasculaire de la plante avant d'être relarguée dans l'atmosphère par transpiration est faible selon Sakakibara, Watanabe, Inoue, Sano et Kaise (2010). La volatilisation chez les plantes n'apparaît pas significative sauf pour celles ayant subi des modifications génétiques (Pilon-Smits, 2005). En revanche, le risque du transfert des polluants vers l'atmosphère doit être bien caractérisé avant de choisir cette méthode comme phytoremédiation.

### **3.2.5 La rhizofiltration**

La rhizofiltration est le processus d'adsorption et de séquestration des polluants autour de la zone racinaire dans le sol. Cette technique permet de traiter souvent les eaux usées municipales ou industrielles, les eaux de ruissellement de surface, l'eau qui s'infiltre dans le sol en zone agricole, le lixiviat des mines et des sites d'enfouissement ou l'eau souterraine (Pilon-Smits, 2005; Yadav, Siebel, et van Bruggen, 2011). La rhizofiltration peut être semblable à la phytoextraction, cependant, les plantes sont le plus souvent utilisées pour améliorer la qualité des eaux contaminées. Donc, la rhizofiltration peut prendre la forme d'un étang artificiel ou d'un système hydroponique selon Pilon-Smits (2005). La rhizofiltration peut aussi limiter la diffusion horizontale des contaminants dans l'eau souterraine si les plantes sont utilisées comme barrière hydraulique (SQP, 2016).



### 3.2.6 Efficacité

Durant les processus d'échanges de gaz entre les plantes et l'atmosphère, il est inévitable que des contaminants dans l'air ambiant puissent être absorbés par les plantes. En conséquence, les plantes jouent un rôle assimilable à un système de biofiltration de l'air. À une échelle plus petite, comparativement aux forêts, les parcs et les barrières de plantes peuvent jouer des rôles similaires pour la purification de l'air. Ainsi, la pollution atmosphérique peut être freinée dans les premiers 20 mètres de distance entre la source de la pollution et les barrières végétales (Popek et al., 2015; Sgrigna et al., 2016). Cette barrière constituée par des arbres et des arbustes avoisinant la source de pollution aérienne, peut satisfaire un rôle utile en créant une surface de déposition de ces polluants aériens sur leurs feuilles (Popek et al., 2013 ; Sæbo et al., 2012). L'efficacité d'adsorption, d'absorption et de dégradation de ces polluants vont dépendre des plantes équipées de trichomes, une cuticule forte et l'abondance de microorganismes sur les feuilles (Sanchez-Lopez, Carrillo-Gonzalez, Gonzalez-Chaves, Rosas-Saito et Vangronsveld, 2015).

L'élimination ou le retrait efficace des polluants dans l'air ambiant par une technique de phytoremédiation est un grand défi dû au jeune stade de développement de cette technologie. Cependant, et comme expliqué dans les sections précédentes, certains auteurs démontrent la capacité de certaines espèces végétales d'adhérer les particules en suspension et les composés chimiques dans l'air comme les HAP, sur leurs feuilles. Desalme, Binet et Chiapusio (2013) présentent dans leur travail la grande capacité de certaines espèces d'arbre pour capter les HAP gazeux ou sous forme de particules. Dans cette même étude, les auteurs mettent de l'avance l'efficacité des conifères et des feuillus pour retenir les HAP dans un contexte possible de décontamination de l'air par la phytoremédiation. Ainsi, pour améliorer les performances et l'efficacité de la phytoremédiation de l'air, les conifères sont privilégiés, car ils gardent leurs aiguilles toute l'année (Gawronski et Gawronska, 2017). L'efficacité de la réduction des polluants dans l'air ambiant dépend aussi de la capacité des plantes à faire passer ces contaminants dans leurs tissus à travers leurs feuilles. Dans ce contexte, les arbres et arbustes angiospermes (avec des feuilles) méritent plus d'attention, car la surface de leurs feuilles est capable de capter plus de contaminants (Gawronski et Gawronska, 2017). La hauteur des arbres et arbustes, la largeur et la longueur de l'écran végétalisé créé dans le but de filtrer l'air sont aussi des facteurs importants. Ainsi, la présence de feuilles annuelles, des trichomes ou des poils et de cire sur les feuilles va jouer un rôle positif et efficace pour l'accumulation et possiblement la dégradation des HAP (Popek et al., 2013).

La dégradation des HAP par les phyllosphères est encore peu connue. Certaines études démontrent une dégradation positive de certains HAP dans des conditions fermées ou par des plantes d'intérieur qui supportent un certain type de communauté microbienne (De la Cruz et al., 2014; Kim et al., 2008; Yang et al., 2009; Yoo et al., 2006). Des études effectuées sur des espèces végétales d'intérieur et d'extérieur en Asie démontrent une capacité de dégradation des HAP par la phyllosphère (Wei et al., 2017). À l'inverse, en Amérique du Nord, cette nouvelle technologie est encore en développement et peu d'information est disponible.

L'efficacité de la phytoremédiation peut être positive selon les récentes études. Cependant, aucun cas particulier visant l'étude de la phytoremédiation de l'air pour les HAP provenant des sites traitant le bois à la créosote n'a été répertorié.

### **3.2.7 Avantages**

La présence des plantes en quantité appropriée améliore la qualité de certains paramètres environnementaux comme l'augmentation du niveau d'humidité, la diminution de la température, l'infiltration des eaux de précipitation, la réduction des odeurs et du bruit ainsi que l'amélioration des valeurs esthétiques. En se focalisant sur l'implantation de structures vertes pour la purification de l'air, le rôle des écosystèmes peut contribuer à une meilleure qualité de vie des résidents voisins (Gawronski et Gawronska, 2017).

Les principaux avantages de la technologie par phytoremédiation sont : sa technologie verte capable de décontaminer grâce à l'énergie solaire, son esthétique agréable, sa capacité épuratoire, son application facile et sa grande variété de contaminants pouvant être traités. En plus, les contaminants peuvent être traités simultanément. Finalement, le coût de cette technologie comparativement à une technologie conventionnelle comme le traitement physicochimique ou mécanique est moindre et son acceptabilité sociale est généralement grande (Singh et Verma, 2007).

Moosavi et Seghatoleslami (2013) décrivent la phytoremédiation comme une technologie verte et lorsqu'implantée de façon adéquate, elle est considérée comme écologique, respectueuse de l'environnement et esthétiquement agréable pour le public. De plus, elle est souhaitable dans de vastes zones où d'autres approches pourraient être plus coûteuses ou ineffectives (Vidali, 2000). Elle est applicable pour différents types de contaminants organiques et inorganiques et fournit des bénéfices

environnementaux utilisant des arbres et arbustes créant des espaces verts bénéfiques socialement et physiologiquement (Ghosh et Singh, 2005). Sa versatilité est donc hautement appréciée par sa capacité d'éliminer plusieurs contaminants dans divers environnements (SQP, 2016). Son application *in situ* permet aussi de conserver la structure du sol, de limiter l'érosion et les déplacements des polluants dans le sol (Pilon-Smits, 2005). L'application de cette technologie est efficace et avantageuse dans la dégradation des polluants. Son coût réduit et la diversité de polluants à traiter en font les principaux atouts (Jan et Parray, 2016). Ainsi, la phytoremédiation ne demande pas l'utilisation d'équipements coûteux ou d'un personnel hautement qualifié. Elle est relativement facile à mettre en œuvre (Moosavi et Seghatoleslami, 2013).

Dans un contexte de phytoremédiation du sol, les coûts associés à cette technologie demandent beaucoup moins d'investissement, car elle fonctionne naturellement à l'énergie solaire, le transport utilisé est moindre et les coûts peuvent être amortis sur plusieurs années (Peer, Baxter, Richards, Freeman et Murphy, 2005; Pilon-Smits, 2005). À titre d'exemple, le tableau 3.1 montre les coûts associés aux différentes techniques et étapes de réhabilitation des sols contaminés élaborées par la Société québécoise de phytotechnologie en 2016. Certaines de ces étapes peuvent aussi être utilisées et combinées pour l'assainissement de l'air ambiant d'où l'importance de présenter les coûts moyens associés à cette technique.

**Tableau 3.1 Coûts moyens associés à la décontamination par phytoremédiation** (modifié de SQP, 2016)

Étape de réhabilitation	Coût	Année de référence
Préparation du terrain et des sols	10 \$/tonne de sol	2014
Achat des boutures et leur implantation	20 \$/tonne de sol	2014
Entretien du terrain en cours de décontamination	10 \$/tonne de sol	2014
Disposition des matières végétales contaminées	20 \$/tonne de sol	2014
Phytoextraction de métaux	15-40 \$/m <sup>3</sup> de sol	1997
Rhizofiltration de radionuclides	1,50-2,60 \$ US/1000 L	2000
Phytostabilisation	0,02-1,00 \$/m <sup>3</sup>	2000
Phytoremédiation	10-35 \$/tonne de sol	1997
Bioremédiation in situ	50-150 \$/tonne de sol	1997

### **3.2.8 Limites**

La phytoremédiation a des avantages, mais elle possède aussi des limites et des inconvénients. Les principales limitations de cette technologie sont : le long processus de remédiation dû aux saisons de croissance, la présence dans les plantes d'agents chimiques persistants qui pourraient poser un risque pour la faune ou pour la chaîne alimentaire, de même que l'accumulation de composés organiques ou inorganiques pouvant entraîner la formation de cytotoxines intermédiaires chez les plantes et les animaux (Singh et Verma, 2007).

Les plantes utilisées doivent se situer précisément où les polluants sont et doivent être capables d'agir sur eux (Pilon-Smits, 2005). Dans ce sens, la phytoremédiation de l'air ambiant représente un défi en fonction de la direction variable de vents par rapport à la position des arbres et arbustes sur le site. Le niveau de toxicité et le climat jouent aussi un rôle important pour la croissance et le développement de la plante. La phytoremédiation peut même être limitée par la biodisponibilité des polluants (Flechas et Latady, 2003). L'utilisation des espèces invasives ou non invasives peut affecter la biodiversité (Moosavi et Seghatoleslami, 2013), et la santé humaine peut être en quelque sorte menacée par la chaîne alimentaire par les animaux qui se nourrissent de ces plantes contaminées (Pivetz, 2001). Le progrès de la phytoremédiation va dépendre du climat, de la micrométéorologie, de l'âge des plantes, du niveau de pollution et ses effets sur les plantes (Jan et Parray, 2016).

De plus, les caractéristiques spécifiques des plantes comme la morphologie et la quantité de cire des feuilles et la communauté bactérienne et microbienne de la phyllosphère, en fonction avec les conditions climatiques, peuvent affecter la capacité d'adsorption, d'absorption et de dégradation dans le contexte de phytoremédiation (Nowak et al., 2006; Saebo et al., 2012; Wang, Gong, Liao et Wang, 2015).

### **3.3 Études de cas et adaptations possibles**

Lorsque les polluants se retrouvent dans l'atmosphère, les possibilités de les retirer sont très limitées. Les plantes sont les seuls organismes vivants pouvant capter ces polluants dans l'air. La présence de toute plante encourage la phytoremédiation, mais le niveau de réduction de polluants dans l'atmosphère, peut être atteinte seulement si des infrastructures vertes sont proprement planifiées. La phytoremédiation est très effective dans la mitigation de la pollution, mais pas dans des cas où l'air est trop pollué. Cependant, elle peut être utilisée à grande échelle et agir sur différents types de polluants et filtrer l'air.

Les différents mécanismes chez les plantes font en sorte qu'elles sont capables de filtrer les polluants dans l'air, dont des HAP par les mécanismes d'adsorption, d'absorption et de dégradation. Selon Gawronski et Gawronska (2017), les plantes en général ont une grande difficulté pour absorber les HAP et les dégrader. Cependant, selon leurs observations, les HAP gazeux formés de 3 et 4 anneaux sont plus hydrophobes, mais ils peuvent passer à travers les stomates vers l'intérieur de la plante. Les HAP de 5 et 6 anneaux quant à eux peuvent probablement pénétrer dans la plante par le processus de diffusion par la couche de cire sur les feuilles.

Des évidences sur le captage de certains HAP par la canopée d'une forêt dans le sud de l'Ontario ont été montrées à la suite de l'étude effectuée par Choi et al. (2008). Les auteurs concluent que les niveaux de certains HAP gazeux dans l'air juste dessus et dessous de la canopée de cette forêt sont moindres que ceux échantillonnés plus loin de la canopée. Ce captage rapide des HAP est particulier dû au débourrement de la forêt composée seulement des arbres feuillus durant le printemps. De tous les HAP analysés dans cette étude, une diminution de la concentration du phénanthrène, anthracène et pyrène dans l'air ambiant près de la canopée a été observée. Ces résultats sont des évidences que certaines espèces végétales sont capables de filtrer l'air contenant certains contaminants et agir comme barrière d'épuration.

La dégradation plus importante des HAP peut être effectuée néanmoins par les microorganismes qui habitent la surface des feuilles. En effet, comme expliqué dans la section 3.1, les récentes études démontrent l'importance de la relation entre les plantes et les microorganismes qui vivent sur les feuilles. C'est ainsi que Yutthammo et al. (2010) ont étudié la capacité de la phyllosphère chez les plantes ornementales pour la dégradation des HAP. Leur étude démontre l'importance de la dégradation active de certaines bactéries sur certains HAP comme l'acénaphthylène, l'acénaphthène, le fluorène et le phénanthrène. La capacité de dégradation d'un type d'HAP dépendra de la communauté bactérienne et de l'espèce de plante qui l'accueille. Par exemple, les auteurs démontrent que le phénanthrène est plus dégradé sur les feuilles de *Wrightia religiosa* (Étoile de Marie) qui accueille une communauté bactérienne particulière et qui est différente chez d'autres plantes. Cette relation entre la plante et la phyllosphère renforce l'efficacité de la feuille de la plante à enlever les HAP gazeux dans l'air. La connaissance de la communauté bactérienne chez les plantes est de grande importance pour évaluer la capacité de captage et de dégradation des polluants visés. Un bon choix des espèces végétales

accueillant de bonnes quantités de bactéries capables de dégrader les HAP serait donc efficace dans un contexte de phytoremédiation et d'épuration de l'air ambiant.

Wei et al. (2017) mettent en évidence dans leur étude les rôles des feuilles et des microbes dans la phyllosphère dans l'assainissement de l'air. Outre le captage et la dégradation des HAP, cette association entre la plante et la communauté microbienne est plus étudiée pour la dégradation des particules dans l'air, le sulfure de dioxyde ( $\text{SO}_2$ ), les oxydes de nitrogène ( $\text{NO}_x$ ), l'ozone anthropogénique, les COV, etc. Ainsi, les auteurs montrent la capacité de certaines espèces de plantes associées à ses communautés microbiennes propres pour l'assainissement de l'air pour les polluants mentionnés. Certains scientifiques commencent à voir la phyllosphère comme un nouveau mécanisme de remédiation et de réduction des polluants dans l'air. Cette nouvelle technologie serait appelée « phylloremédiation ». Cependant, la phyllosphère et les communautés microbiennes qui la composent sont encore peu étudiées et leur capacité d'atténuer les différents polluants dans l'air est peu connue.

L'étude effectuée par Weyens et al. (2015) démontre le rôle important entre les interactions de la plante et les microorganismes dans le contexte de phytoremédiation des polluants dans l'air. Les auteurs mettent ainsi de l'avant la capacité des feuilles des plantes à capter des quantités significatives des polluants dans l'air pour les métaboliser, les séquestrer ou les excréter. De plus, ils montrent, en analysant d'autres études, le rôle que jouent les microorganismes associés aux plantes pour dégrader, détoxifier ou séquestrer les polluants. Le potentiel de réduire les contaminants dans l'air comme les matières en suspension, les COV et les polluants inorganiques dans l'air est montré. Dans le cas des HAP et selon la documentation disponible, certaines espèces végétales et les microbes associés démontrent être capables de dégrader le phénanthrène, et ainsi améliorer la qualité de l'air ambiant intérieur ou extérieur des maisons. La plupart de ces recherches se font sur des espèces végétales ornementales ou endémiques tropicales, mais démontrent l'importance et le potentiel de phytoremédiation des HAP dans l'air.

Ces études et recherches combinées à celles présentées sur les sections précédentes démontrent la capacité d'adaptation possible et le potentiel pour diminuer non seulement le niveau des HAP dans l'air, mais aussi de tout autre polluant. C'est ainsi que dans le cadre de cet essai, la création d'une barrière végétale expérimentale sur une partie du site de l'usine de traitement de bois peut être adaptée. Ainsi, les polluants visés peuvent être filtrés, captés et potentiellement dégradés. De plus, tout autre polluant

se retrouvant dans l'air ambiant amené par les vents dominants pourrait être aussi filtré par la barrière végétalisée. Cette barrière peut aussi en quelque sorte réduire la vitesse des vents et diminuer le bruit et les odeurs qui peuvent être générés par l'usine de traitement de bois. La capacité des plantes pour adsorber, absorber et potentiellement dégrader les polluants est intéressante. Dans ce contexte, la sélection d'arbres et d'arbustes sera particulièrement privilégiée par la hauteur, la largeur et la superficie qu'ils occupent. Ainsi, la quantité plus importante de feuilles de certaines espèces peut faire en sorte qu'elles abritent une communauté microbienne et bactérienne plus grande.

#### **4. DÉCONTAMINATION DE L'AIR AMBIANT SUR LE SITE DE L'USINE**

Dans ce chapitre, la décontamination de l'air ambiant sur le site choisi sera présentée. Les principales caractéristiques de l'usine ont été prises en compte pour la proposition de la diminution des HAP et des odeurs émis dans l'air ambiant lors des activités réalisées par l'usine, plus précisément l'entreposage du bois traité dans la cour. C'est ainsi que la spécificité de la zone visée de démonstration est d'abord présentée, suivie par l'évaluation de la source et des taux des contaminants volatils. Par la suite, les plantes qui pourraient être utilisées pour la réalisation de l'écran végétalisée seront listées. Les seuils de décontamination à atteindre seront discutés. Ces seuils se basent sur les normes existantes et les seuils de perception de l'odeur du naphthalène se retrouvant dans la documentation disponible. La performance attendue de cette technique sera finalement décrite.

##### **4.1 Spécificité de la zone de démonstration**

La zone de démonstration pour le protocole de la conception du projet ne représente qu'une partie du site à l'étude. Cette zone de démonstration a été choisie en fonction de l'emplacement des zones d'entreposage du bois traité à la créosote. La disponibilité des aires libres potentielles pour la plantation des végétaux fut aussi prise en compte pour la réalisation de ce projet. Dans le cadre de cet essai de démonstration, la zone végétalisée plantée cherche à filtrer l'air provenant des zones d'entreposage du bois traité à la créosote, se retrouvant au sud-est du site. La zone de plantation devra être effectuée sur une grande partie au nord de ces zones d'entreposage. La figure 4.1 montre l'emplacement du futur écran végétalisé. Cet écran végétalisé peut avoir une longueur maximale de 230 mètres approximativement. Chaque paquet de bois traité possède les dimensions suivantes : 8,5 pieds x 4,67 pieds x 4,5 pieds (longueur, largeur et hauteur respectivement). La hauteur moyenne des piles de bois entreposées varie entre 6 à 8 pieds et la hauteur maximale peut aller jusqu'à 16 pieds.

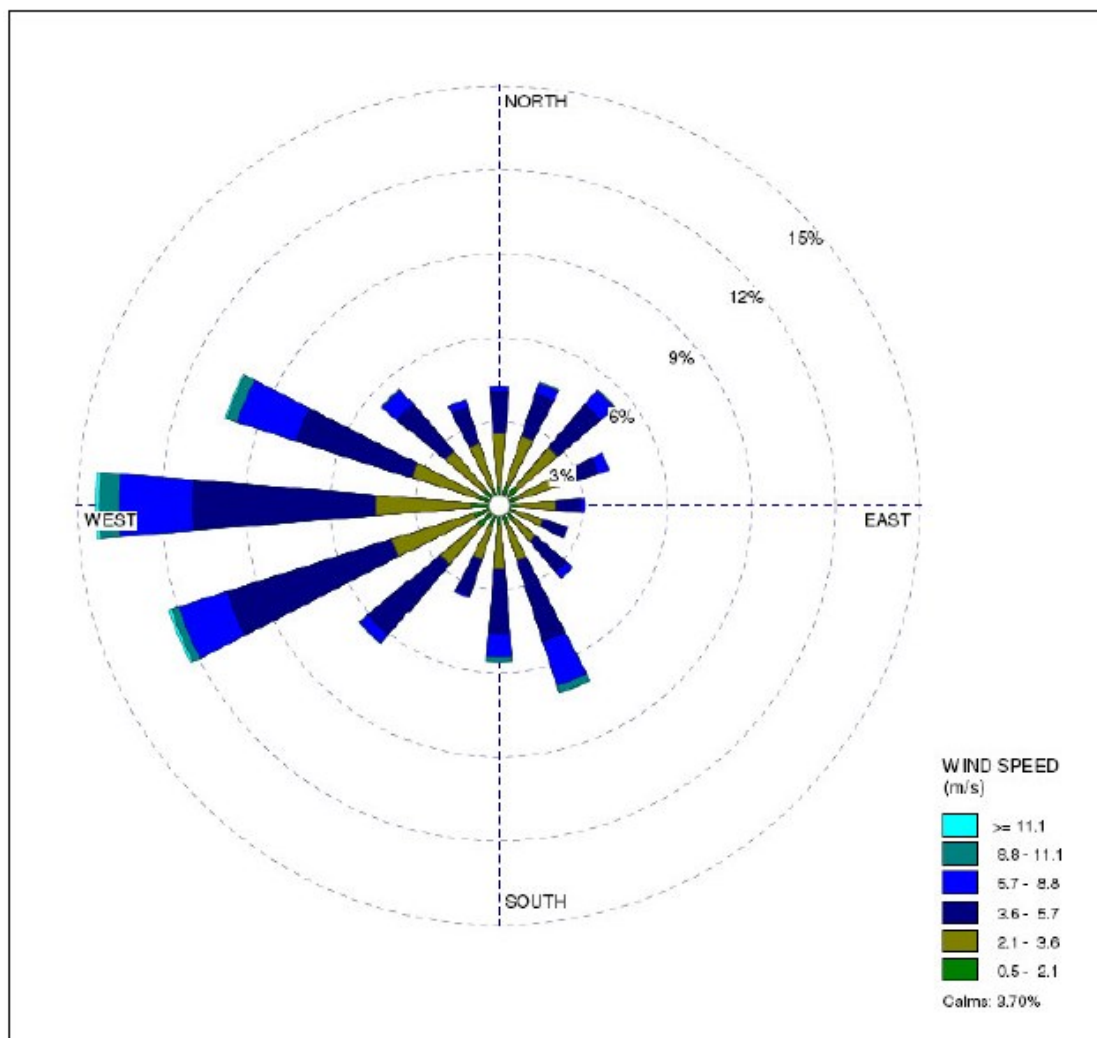




**Figure 4.1 Spécificité de la zone de démonstration** (modifié de Google Maps, 2018)

La direction des vents, représentant une information importante sur la zone à l'étude, a été aussi analysée. Le vent est caractérisé par la vitesse et la direction. La vitesse du vent est normalement mesurée en kilomètre/heure et la direction du vent selon la direction d'où il provient. La fréquence de provenance des vents est couramment représentée en utilisant une rose des vents divisée en 16 points (N, NNE, NE, ENE, E, ...). Une étude de modélisation sur la dispersion atmosphérique de polluants a été réalisée sur le site par le passé (TECSULT, 2008). Dans ce rapport, la fréquence d'origine des vents a été calculée en établissant le pourcentage de données horaires de direction des vents correspondant à chacun des 16 points de la rose des vents. Ainsi, la figure 4.2 indique que les vents les plus fréquents proviennent de la direction ouest et sud-ouest. La connaissance de la direction des vents permet de savoir vers où les polluants émis par les principales sources d'émissions de l'usine se dirigeront plus fréquemment, et de configurer l'écran végétatif de manière à favoriser la captation des polluants dans l'air ambiant. Ainsi, les odeurs et les substances volatiles émises se propagent majoritairement vers l'est

et le nord-est. Les résidences les plus proches qui seraient affectées sont localisées sur la 5<sup>e</sup> Avenue, à 400 m approximativement de l'écran végétalisé.



**Figure 4.2 Direction de provenance et vitesse des vents sur le site de l'usine** (tiré de TECSULT, 2008, p. 4-4)

## 4.2 Évaluation des substances volatiles et des odeurs

L'évaluation des substances volatiles et des odeurs est basée sur les sources d'émissions ponctuelles de l'usine. Toutes ces sources d'émissions sont ainsi brièvement présentées. Cependant, et comme expliqué plus haut, cet essai de démonstration vise seulement à décontaminer dans l'air ambiant, les HAP et réduire les odeurs ayant comme source d'émission principale la zone d'entreposage du bois traité. Les données présentées sont uniquement celles provenant de cette source d'émission et de tests d'échantillonnage réalisés sur la qualité de l'air autour de l'usine.

#### 4.2.1 Sources d'émission

L'usine traite le bois à l'aide d'un procédé d'imprégnation utilisant des huiles de créosote comme agent de conservation. L'usine est munie d'un système de captation des émissions à la source, lequel est relié à un oxydateur thermique ayant une efficacité de destruction de plus de 99,97 % pour les HAP et le naphtalène. Les gaz de sortie de l'oxydateur thermique sont envoyés à une chaudière de récupération de chaleur de 700 HP. Outre la cheminée de sortie de l'oxydateur thermique, il existe une autre source ponctuelle d'émission de contaminants à l'usine soit la cheminée de sortie des gaz de la chaudière de 500 HP. Cette chaudière qui est alimentée par du mazout sert à produire de la vapeur.

L'entreposage du bois traité représente une source d'émission d'HAP volatils. Ces composés chimiques sont émis principalement lors des premières heures d'entreposage du bois traité à l'extérieur. L'usine a d'ailleurs construit un abri extérieur pour entreposer, durant les vingt premières minutes, le bois traité sortant des autoclaves. Après le temps passé sous l'abri, le bois traité est amené sur la partie de la dalle de béton à l'ouest de l'abri et y reposera pour une heure et quarante minutes en moyenne. Par la suite, les planches de bois traitées sont envoyées à leur site d'entreposage situé à l'est de l'usine. Ces planches sont généralement entreposées en pile de 2 paquets de large par 5 paquets de haut. La volatilisation des substances se poursuit lors de cet entreposage.

Dans le cadre de cet essai, il est aussi important de considérer les odeurs. Leur provenance est la même que celle des HAP. Les odeurs générées lors du traitement de bois à la créosote sont dues à une multitude des molécules différentes, en concentrations très faibles, mélangée à l'air (Creosote Council, s.d.). Comme expliqué dans les chapitres précédents, la créosote est un mélange complexe principalement constitué d'HAP. Le naphtalène constitue une composante principale de ce mélange et l'odeur de la créosote est associée à ce composé (Gallego et al., 2008). Ainsi, le naphtalène est souvent utilisé comme un indicateur de l'évaporation de la créosote. Le seuil de perception de l'odeur pour le naphtalène varie selon la documentation consultée. Les chiffres trouvés vont de 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Creosote Council, s.d.) à 525  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Bendix, 1990) en passant par 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (ATSDR, s.d) et 440  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (84 ppb) (ATSDR, 2005).

#### **4.2.2 Taux de concentrations des HAP et des odeurs dans l'air ambiant**

Comme mentionné plus haut, cette usine a plusieurs sources d'émissions de substances volatiles. Dans le cadre de cet essai, les substances émises par les paquets de bois traité à la créosote entreposés dans la cour sont celles qui sont visées. Toutes autres données concernant les HAP, le naphthalène et les odeurs en général, provenant d'une autre source d'émission selon la documentation obtenue par l'usine, n'a pas été prise en compte. Ainsi, les données obtenues chaque année pour l'usine mesurant les concentrations des polluants et des odeurs directes à la sortie des oxydateurs n'ont pas été retenues dans le cadre de ce travail. Ces sources sont contrôlées par un traitement thermique et sont épurées à 99,97 % en moyenne.

Les données obtenues sur les dernières études effectuées sur le site concernant les émissions et la qualité de l'air ambiant sont présentées dans cet essai. Les concentrations des HAP dans l'air ambiant autour de l'usine sont présentées dans le tableau 4.1. Dans cette étude, la mesure de la concentration des HAP a été effectuée seulement dans deux stations (Figure 4.1). Les deux stations de mesure sont situées à la limite nord et sud de la propriété de l'usine. Les prélèvements ont été effectués à un mètre et demi au-dessus du sol. Le site Nord est situé à proximité d'une zone résidentielle alors que le site Sud est situé à proximité de la sortie des cylindres de l'usine de traitement à l'huile. La sélection des sites de mesure a été effectuée de façon à bien représenter les concentrations des différentes substances dans l'air ambiant autour de l'usine. Les travaux réalisés lors de ce programme d'échantillonnage consistaient à prélever dans l'air ambiant les concentrations et les types de substances à une fréquence d'une fois par semaine pendant 5 semaines consécutives sur des périodes maximales de 24 heures. Selon les données du tableau 4.1, la station d'échantillonnage située au sud présente des concentrations plus élevées de contaminants dans l'air, comparativement au site nord. Cette différence s'explique par le fait que la station de mesure se situe à proximité de la sortie des cylindres de l'usine où le bois est traité à la créosote. Ces points de mesure représentent des concentrations de substances qui peuvent avoir plusieurs sources d'émission provenant du site, et même d'ailleurs. Les concentrations peuvent varier d'une journée à l'autre en fonction du volume de bois traité à l'intérieur de l'usine et du bois traité entreposé dans la cour. Aucun test d'échantillonnage, mesurant les concentrations de substances dans l'air situées plus à l'est du site et qui pourrait représenter des indicateurs des émissions ayant comme source le bois traité à la créosote entreposé, n'a été obtenu.

**Tableau 4.1 Concentrations des substances dans l'air ambiant autour de l'usine** (modifié de Bodycote Arthur Gordon, 2006, p. 2)

Paramètre	Site Nord (moyenne de 5 essais)	Site Sud (moyenne de 5 essais)
HAP totaux	0,4234 µg/m <sup>3</sup> R*	4,0558 µg/m <sup>3</sup> R*
Benzo(a)pyrène	< 0,0011 µg/m <sup>3</sup> R*	< 0,0031 µg/m <sup>3</sup> R*
Naphtalène	< 0,0073 µg/m <sup>3</sup> R*	0,1172 µg/m <sup>3</sup> R*

\*R = Condition de référence à 101,3 kPa et 25 °C

Les taux d'émissions reliés à l'entreposage du bois traité à la créosote sont une information importante à connaître dû à la présence significative des HAP dans la créosote. Ainsi, une étude a été réalisée pour le compte de la municipalité pour modéliser et estimer les quantités d'émissions potentielles maximales que ces zones d'entreposage peuvent générer mensuellement (TECSULT, 2008). Le tableau 4.2 présente les taux d'émissions considérés pour les émissions reliées à l'entreposage du bois traité à la créosote dans les zones visées tenant compte des conditions climatiques comme la température moyenne pour chaque mois. Les émissions annuelles estimées pour le naphtalène est de 12897500 µg/m<sup>3</sup> et pour les HAP est de 38975 µg/m<sup>3</sup>. Les émissions associées au bois traité à la créosote dans les zones d'entreposage ont été modélisées comme une source de surface d'une dimension respective de 14 505 m<sup>2</sup> et un volume de bois moyen de 12 081 m<sup>3</sup>. Actuellement, la surface d'entreposage du bois est relativement égale à celle de l'étude effectuée auparavant. Cependant, le volume de bois réel change fréquemment mais sont estimés, selon l'étude, en fonction de la surface disponible d'entreposage maximale. Le volume actuel du bois entreposé est moindre à celui indiqué par l'étude. Les taux d'émissions ont été calculés pour les HAP totaux et le naphtalène. Ce dernier est calculé séparément, car lui seul est assujetti aux différentes normes de qualité de l'air du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (Q-2, r. 4.1).

**Tableau 4.2 Taux d'émission reliés aux zones d'entreposage du bois traité** (modifié de TECSULT, 2008, p. 3-5)

Mois	Taux d'émission (g/s)		Taux d'émission ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
	Naphtalène	HAP (TEQ*)	Naphtalène	HAP (TEQ*)
Janvier	$1,2 \times 10^{-2}$	$5,6 \times 10^{-5}$	2700000	12400
Février	$1,3 \times 10^{-2}$	$6,0 \times 10^{-5}$	2950000	13300
Mars	$2,4 \times 10^{-2}$	$9,5 \times 10^{-5}$	5390000	21100
Avril	$4,3 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-4}$	9530000	33300
Mai	$7,4 \times 10^{-2}$	$2,2 \times 10^{-4}$	16430000	48800
Juin	$1,1 \times 10^{-1}$	$2,9 \times 10^{-4}$	23810000	64300
Juillet	$1,3 \times 10^{-1}$	$3,5 \times 10^{-4}$	29580000	77600
Août	$1,2 \times 10^{-1}$	$3,1 \times 10^{-4}$	25610000	68700
Septembre	$8,0 \times 10^{-2}$	$2,3 \times 10^{-4}$	17710000	51000
Octobre	$5,0 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-4}$	11170000	37700
Novembre	$2,9 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-4}$	6360000	24400
Décembre	$1,6 \times 10^{-2}$	$6,8 \times 10^{-5}$	3530000	15100
<b>Moyenne annuelle</b>	-	-	<b>12897500</b>	<b>38975</b>

\*TEQ = Équivalent de toxicité du benzo(a)pyrène

Le tableau 4.3 montre les résultats de concentrations ambiantes de la modélisation effectuée seulement à la limite sud de la propriété de l'usine. Ces concentrations maximales prennent en compte toutes les sources d'émissions de l'usine. En comparant ces concentrations aux deux normes sur la qualité de l'air ambiant présentées dans les tableaux 4.5 et 4.6, certains critères sur les concentrations limites ne sont pas respectés. Les résultats de concentrations des contaminants par modélisation présentés dans le tableau 4.3 peuvent servir comme données indicatrices sur les concentrations moyennes des substances dans l'air ambiant pour les autres limites de la propriété de l'usine.

**Tableau 4.3 Concentrations ambiantes maximales de substances volatiles à l'intérieur de la limite sud émis par l'usine** (modifié de TECSULT, 2008, p. 5-2)

Contaminants	Période	Concentrations maximales de la modélisation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
		Valeur incluant le bruit du fond
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) TEQ Benzo(a)pyrène</b>	1 heure	0,79
	8 heures	0,32
	1 an	0,004
<b>Naphtalène</b>	4 minutes	530,5
	1 heure	279,2
	8 heures	115,1
	1 an	1,6

Les données présentées au tableau 4.1 sur les concentrations des HAP dans l'air ambiant autour de l'usine et celles du tableau 4.2 sur taux d'émission reliés à la zone d'entreposage du bois traité ne proviennent pas de la même étude. Les informations du tableau 4.2 ne représentent que des données indicatrices mensuelles ou annuelles moyennes des taux d'émissions de différents contaminants analysés pour la zone visée dans ce projet. Il existe une différence entre les données réelles obtenues et les données estimées effectuées par la modélisation. Les données présentées dans le tableau 4.1 sont des mesures réelles qui indiquent les concentrations des substances en bordure du site et qui sont essentiellement émises par les différentes activités de l'usine. Les données du tableau 4.2 sont des estimations des concentrations des HAP du bois traité à la créosote qui peuvent être émises dans l'atmosphère lors de l'entreposage. Ces résultats ne prennent donc pas en compte le processus de dissipation de ces substances dans l'air. De plus, il est difficile d'estimer le pourcentage d'émission provenant du bois entreposé pour les données obtenues dans le tableau 4.1. Il est aussi difficile de comparer les données de deux tableaux, car les facteurs des mesures ne sont pas les mêmes ou inexistants, par exemple la surface de la zone d'entreposage du bois, le volume du bois, la direction des vents dominants lors de l'échantillonnage ne sont pas indiqués.

Concernant les odeurs, la modélisation sur les émissions d'odeur en provenance de l'entreposage du bois traité n'a pas pu être réalisée, car aucun facteur d'émission d'odeur global n'a pu être trouvé dans la documentation selon le rapport. Le naphtalène est souvent utilisé comme un indicateur de l'évaporation de la créosote et comme un indicateur de perception des odeurs. De plus, outre le naphtalène, d'autres substances émises lors du séchage à l'air du bois traité à la créosote possèdent des seuils d'odeurs

reconnus soit le 2-méthylnaphtalène, l'acénaphthalène et le phénanthrène (ATSDR, 2005). Même si ces substances sont émises en plus faibles proportions que le naphthalène, ils ajoutent à l'odeur cumulative ressentie.

Il faut comprendre que la perception des odeurs n'est pas facile à déterminer, car les seuils de perception des odeurs varient d'un individu à l'autre en fonction notamment d'aspects tels l'âge et le sexe, l'état de santé et les allergies. L'acuité olfactive peut même varier chez une même personne d'une journée à l'autre. Les seuils olfactifs et la perception des odeurs pour ce travail seront basés sur les concentrations du naphthalène dans l'air ambiant ressenti selon la documentation consultée. De plus, les concentrations initiales à réduire sont difficiles à établir à partir des données obtenues.

#### **4.3 Type de plantes envisageables**

Selon la documentation, et comme expliqué dans le chapitre précédent, les plantes ont une capacité importante de diminution des quantités de substances telles que les HAP dans l'air ambiant. Plus spécifiquement, des recherches récentes ayant pour but de démontrer la capacité des plantes à décontaminer l'air ambiant des HAP ont été réalisées. Dans cette section du travail, les espèces ayant des capacités intéressantes d'adsorption, d'absorption ou de dégradation des HAP seront listées. Dans le contexte de démonstration de réduction des HAP dans l'air ambiant par la technique de phytoremédiation, la plupart des espèces mentionnées dans les publications scientifiques ne pourront pas s'adapter et survivre dans le contexte climatique du Québec. Ainsi, seulement les espèces indigènes du Québec ou qui peuvent s'adapter aux conditions climatiques de la province sont mentionnées. De plus, et comme expliqué dans le chapitre précédent, les plantes sont associées à des microorganismes vivants sur leurs feuilles pouvant dégrader certains contaminants. Malgré cela, peu de documentation est actuellement disponible démontrant la capacité de dégradation des HAP par l'association plantes-microorganismes dans le contexte de phytoremédiation de l'air au Québec. Le tableau 4.4 présente les espèces végétales intéressantes à utiliser dans le contexte de cet essai.



**Tableau 4.4 Arbres et arbustes envisageables ayant des capacités d'assainissement de l'air ambiant pour les HAP et les particules en suspension dans l'air**

Espèces	Polluants	Caractéristique	Référence
Érable rouge, peuplier faux-tremble, peuplier à grandes dents, frêne d'Amérique, cerisier tardif, pin blanc.	Phénanthrène, anthracène, et pyrène	Diminution des HAP dans l'air ambiant autour de la canopée composée de ces espèces	- Choi et al. (2008).
Saule discoloré, saule pourpre	HAP	Accumulation et dégradation des HAP	- Khan, Roman, Kintz, delas Alas, Yap et Doty (2014).
Pin noir	HAP	Accumulation des HAP sur les aiguilles	- Ratola, Alves, Lacorte, et Barcelo. (2012). - Tomashuk, Truong, Mantha et McGowin. (2012).
Pin blanc	HAP	Accumulation des HAP sur les aiguilles	- Tomashuk, Truong, Mantha et McGowin. (2012). - Lang, Hunt et Wai. (2000).
Érable à sucre	HAP	Accumulation des HAP sur les feuilles	- Wagrowski et Hites. (2012).
Chêne vert	HAP	Accumulation des HAP sur les feuilles	- Papa et al. (2012) - De Nicola, Claudia, MariaVittoria, Giulia et Anna. (2011).
Pin de montagne, Lilas nain de Corée, If de Brown, Physocarpe à feuilles d'Obier, Fausse Spirée.	Particules en suspension, potentiellement contenant des HAP.	Tolérants à la pollution et accumulation significative des particules en suspension, capables d'être utilisés dans un contexte de phytoremédiation	- Dzierzanowski et al. (2011) - Saebo et al. (2012)

Les avantages liés au choix d'une plante par rapport à une autre reposent sur les caractéristiques de celle-ci à capter et dégrader les HAP et les matières en suspension, selon les spécificités du site de démonstration et la zone visée de décontamination. La plupart des espèces présentées dans le tableau 4.3 ont la capacité d'accumuler les HAP sur les feuilles. Les résultats des études démontrant une diminution effective des HAP dans l'air favoriseront davantage le choix des plantes pour ce projet, comme les espèces étudiées par Choi et al (2008). Les espèces capables de tolérer la pollution et d'accumuler davantage les particules en suspension sont fort intéressantes, car elles ont une quantité de couches cireuses importante pouvant potentiellement adsorber et fixer les HAP sur les feuilles.

#### 4.4 Seuils de décontamination pour le projet

Les seuils de décontamination visés se rapportent aux normes du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (Q-2, r. 4.1) et se rapportent aux concentrations limites annuelles de qualité de l'air ambiant du MDDELCC et les seuils de perception du naphthalène dans l'air ambiant selon la documentation disponible. Comme présenté dans le chapitre 1, les normes et les critères sur la qualité de l'atmosphère limitent l'émission de certains polluants dans l'air. Les seuils de décontamination pour le projet sont reliés aux HAP totaux exprimés en équivalent toxique du benzo(a)pyrène, et le naphthalène pour les odeurs. À titre indicateur, le tableau 4.5 présente les concentrations limites des HAP et du naphthalène selon le règlement 90 du CMM. Cette norme ne détermine pas les concentrations limites annuelles pour les contaminants visés dans ce travail. Ainsi, les concentrations présentées selon le règlement 90 de la CMM peuvent servir à titre indicateur pour de futures études démontrant les concentrations limites à des périodes autres qu'annuelles. Le tableau 4.6 présente les concentrations limites à respecter selon les normes du MDDELCC et donc les seuils de décontamination visés dans ce projet. Les seuils de décontamination pour ce projet doivent être en dessous des critères présentés, soit la concentration limite annuelle de 0,0009 µg/m<sup>3</sup> des HAP en équivalent de toxicité du benzo(a)pyrène.

Concernant les seuils de concentration pour les odeurs, le naphthalène est retenu comme indicateur de perception. Selon la documentation disponible, les seuils de perception peuvent varier significativement entre 15 µg/m<sup>3</sup> à 525 µg/m<sup>3</sup>. Le seuil de décontamination visé sur une base de 1 heure et une base annuelle pour le naphthalène provenant du bois traité entreposé, est établi respectivement à 300 et 3 µg/m<sup>3</sup> aux limites de la propriété.

**Tableau 4.5 Normes de qualité de l'air selon le Règlement 90 de la Ville de Montréal sur la qualité de l'atmosphère**

Contaminant	Concentration limite* (µg/m <sup>3</sup> )		
	0,25 heure	1 heure	8 heures
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	0,30	0,19	0,10
Naphtalène	40	300	190

\* Ces normes sont applicables à l'extérieur des limites de la propriété.

**Tableau 4.6 Normes de la qualité de l'air ambiant selon le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère**

Contaminant	Concentration initiale ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		Concentration limite* ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
	4 minutes	Annuelle	4 minutes	Annuelle
Benzo(a)pyrène	0,0003	-	-	0,0009
Naphtalène	5	-	200	3

\* Les normes de qualité de l'air sont applicables à l'extérieur du secteur industriel

#### **4.5 Performances attendues**

Les performances attendues dans le cadre de cet essai sont de démontrer la capacité des plantes à diminuer les concentrations des HAP dans l'air ambiant provenant de l'émission du bois traité à la créosote qui est entreposé dans la cour à bois. C'est ce qui est attendu est une diminution des concentrations des HAP totaux et du naphtalène et par conséquent des odeurs émises. Ainsi, cette performance doit être analysée selon les données recueillies lors des futurs tests d'échantillonnage, une fois le protocole proposé accepté et mis en place. Les données devront être comparées et analysées dans le but d'évaluer les performances atteintes comparativement aux résultats obtenus ainsi qu'aux performances attendues.

## 5. PROTOCOLE DE CONCEPTION ET DE MISE EN PLACE

Dans ce chapitre, la présentation du protocole de conception et de mise en place est expliquée. Ce protocole tient compte des critères d'exécution et de la pertinence du projet pour parvenir aux performances attendues afin d'épurer l'air ambiant. Le protocole se divise en plusieurs étapes. D'abord, la configuration du projet de démonstration est présentée. Cette configuration prend en compte les éléments analysés dans les chapitres précédents et du contexte de la démonstration envisagée de l'usine et de la zone d'épuration. Ensuite, les plantes sélectionnées pour la démonstration du projet seront nommées et leur positionnement par parcelle sera indiqué. Les consignes de plantation des arbustes sélectionnées seront par la suite expliquées.

### 5.1 Configuration du projet de démonstration

Pour la configuration de ce projet, la construction d'un talus est recommandée où les différentes espèces végétales seront plantées. Ce talus doit être construit tout le long de la zone d'entreposage du bois traité dans le but de filtrer l'air par les végétaux. Pour la construction d'un talus, il est nécessaire de prendre en compte certaines informations :

- Un permis est requis avant d'entamer les travaux de construction. La vérification auprès de la Ville où l'usine se situe est recommandée.
- Toute demande en vue de construire un talus sur un terrain, dont l'épaisseur du remblai est de 2 mètres ou plus, doit être accompagnée d'une étude. Cette étude doit démontrer la stabilité du terrain et la capacité d'y ériger, en toute sécurité, la construction ou l'ouvrage projeté comme le stipulent certains règlements, par exemple la Ville de Saint-Sauveur (2008).
- Il est possible d'utiliser des sols faiblement contaminés lors de divers travaux d'ingénierie, dans ce cas la construction du talus (*Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*, MDDELCC, 2017).
- La pente maximale d'un talus de plus de 2 mètres de haut est de 40 % (Municipalité de Boischatel, 2016). Cependant, un talus peut avoir une pente excédante 40 % sous réserve du dépôt d'une étude géotechnique réalisée par un ingénieur certifiant l'absence de risque de mouvement de terrain et précisant les méthodes de stabilisation des sols visant le contrôle de l'érosion.

Selon les caractéristiques du site disponible, la démonstration du projet et les espèces végétales à utiliser pour l'épuration de l'air, les paramètres de dimensionnement du talus pour sa construction sont les suivants :

- Longueur : 230 mètres
- Hauteur : 2,50 mètres
- Sommet plat : 4 mètres

Toutes les substances volatiles provenant des zones d'entreposage du bois traité sont susceptibles d'être captées en créant le talus d'au moins 2,5 mètres de hauteur et une hauteur de végétaux d'au moins 1,5 à 2 mètres sur le replat. D'autres végétaux seront placés le long du talus à différents niveaux pour permettre le captage et traitement des substances volatiles à différents niveaux.

Le talus sera divisé en trois parties dans lesquelles des espèces différentes seront plantées selon leur affinité avec le milieu. La zone du bas qui est souvent plus humide à cause du ruissellement devra être investie par des plantes qui conserveront son humidité tout en limitant l'érosion. La zone pentue, plus sèche, nécessitera d'être fixée par des végétaux adaptés à cette zone. Et la zone du haut, exposé au vent et au soleil, et dont la vocation est le captage et le traitement sera un bon endroit pour y mettre un écran dense. Les détails sur les espèces de plantes sélectionnées pour ce projet et leur positionnement seront expliqués dans la sous-section suivante.

## **5.2 Plantes sélectionnées**

Les plantes ont été sélectionnées principalement selon les capacités de celles-ci à capter et traiter les HAP dans l'air ambiant, selon leurs caractéristiques physiques, leur adaptabilité à la zone de démonstration et leur type de croissance favorisant celles à croissance moyenne à rapide. Comme indiqué dans le chapitre précédent, certaines espèces d'arbres et d'arbustes peuvent s'adapter facilement à la zone de démonstration et démontrer un captage et traitement des HAP comme il est attendu. De plus, la sélection des plantes pour le projet, ayant la capacité de stabiliser le sol et prévenir l'érosion, a été de grande importance. Pour la démonstration de ce projet et selon les caractéristiques du milieu, seulement les arbustes ont été retenus pour la plantation. Même si certaines espèces d'arbres sont considérées très performantes, dans le contexte de cette étude, il a été préféré que l'écran végétalisé envisagé soit le plus dense possible, composé seulement d'arbustes pour filtrer l'air qui passera à travers. Les arbres peuvent créer des vides au niveau de leur tronc. Le choix d'espèces

d'arbustes et leur positionnement dans le talus favoriseront non seulement le captage et traitement des HAP, mais également la prévention d'érosion du sol tout le long du talus. Les espèces indigènes sont privilégiées dans le choix de plantes, car elles sont mieux adaptées au climat régional et sont de grand intérêt écologique et s'insèrent parfaitement dans le paysage. Le type de croissance des plantes a aussi été pris en considération. Cependant, certaines espèces sélectionnées ont une croissance plus lente, mais sont considérées plus performantes pour l'épuration de l'air. La hauteur et la largeur à l'âge adulte des espèces sélectionnées sont d'importance pour évaluer jusqu'à quel niveau d'élévation l'épuration de l'air provenant des piles de bois entreposées peut être réalisée. Le développement de la plante et la quantité des feuilles produites augmenteront la performance pour le captage et traitement des substances volatiles dans l'air ambiant. Certains arbustes ont été aussi choisis pour leur capacité de dégager de bonnes odeurs. Les figures 5.1 à 5,6 montrent les espèces végétales choisies. Le tableau 5.1 liste les arbustes sélectionnés, leurs caractéristiques et leur type de traitement pour le projet.

Ces espèces seront plantées sur la façade sud du talus, captant directement l'air chargé des HAP provenant de la zone d'entreposage. De l'autre côté, sur la façade nord, seulement le myrique baumier sera planté en bas du talus pour prévenir l'érosion. Ainsi, pour garantir la stabilité des pentes et limiter l'érosion liée au ruissellement de la pluie et du vent, il est conseillé de les ensemençer d'un mélange de graminées et de trèfle blanc sur tout le talus (environ 50 g/m<sup>2</sup>).



**Figure 5.1 Fausse Spirée** (tiré de Jardin2m, s.d)



**Figure 5.2 Lilas nain de Corée** (tiré de Jardin2m, s.d)





**Figure 5.3 Myrique baumier** (tiré de Jardin2m, s.d)



**Figure 5.4 Physocarbe à feuilles d'Obier** (tiré de Jardin2m, s.d)



**Figure 5.5 Pin de montagne** (tiré de Jardin2m, s.d)



**Figure 5.6 If de Brown** (tiré de Jardin2m, s.d)

**Tableau 5.1 Arbustes sélectionnés pour la démonstration du projet** (modifié de FIHOQ [Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec], 2008 et Jardin2m, s.d.)

Espèces	Hauteur (mètres)	Largeur (mètres)	Type de sol	Localisation de la plantation	Type de croissance	Commentaires/Type de traitement
<b>Arbustes</b>						
Pin de montagne	1,5	1,5	Tout type de sol/sablonneux	Replat du talus Bas du talus	Moyenne	Tolérant à la pollution et accumulation significative des contaminants en suspension dans l'air.
Lilas nain de Corée	1,3	1,3	Tout type de sol	Bas du talus	Lente	Tolérant à la pollution et accumulation significative des contaminants en suspension dans l'air.
If de Brown	2	1,5	Tout type de sol/sablonneux	Replat du talus Bas du talus	Lente	Tolérant à la pollution et accumulation significative des contaminants en suspension dans l'air.
Physocarpe à feuilles d'Obier	1,5 - 3	2 - 3	Tout type de sol	Bas du talus Milieu du talus Replat du talus	Moyenne	Tolère les sols compacts et les conditions de sécheresse, accumulation significative des contaminants en suspension dans l'air.
Fausse Spirée	2	2	Humides/Loameux	Bas du talus	Moyenne/ rapide	Tolérant à la pollution et accumulation significative des contaminants en suspension dans l'air. Capable d'être utilisée dans un contexte de phytoremédiation.
Myrique baumier	0,6 - 1,2	2	Loameux	Bas du talus	Moyenne	Contrôle l'érosion, dégage une odeur agréable.



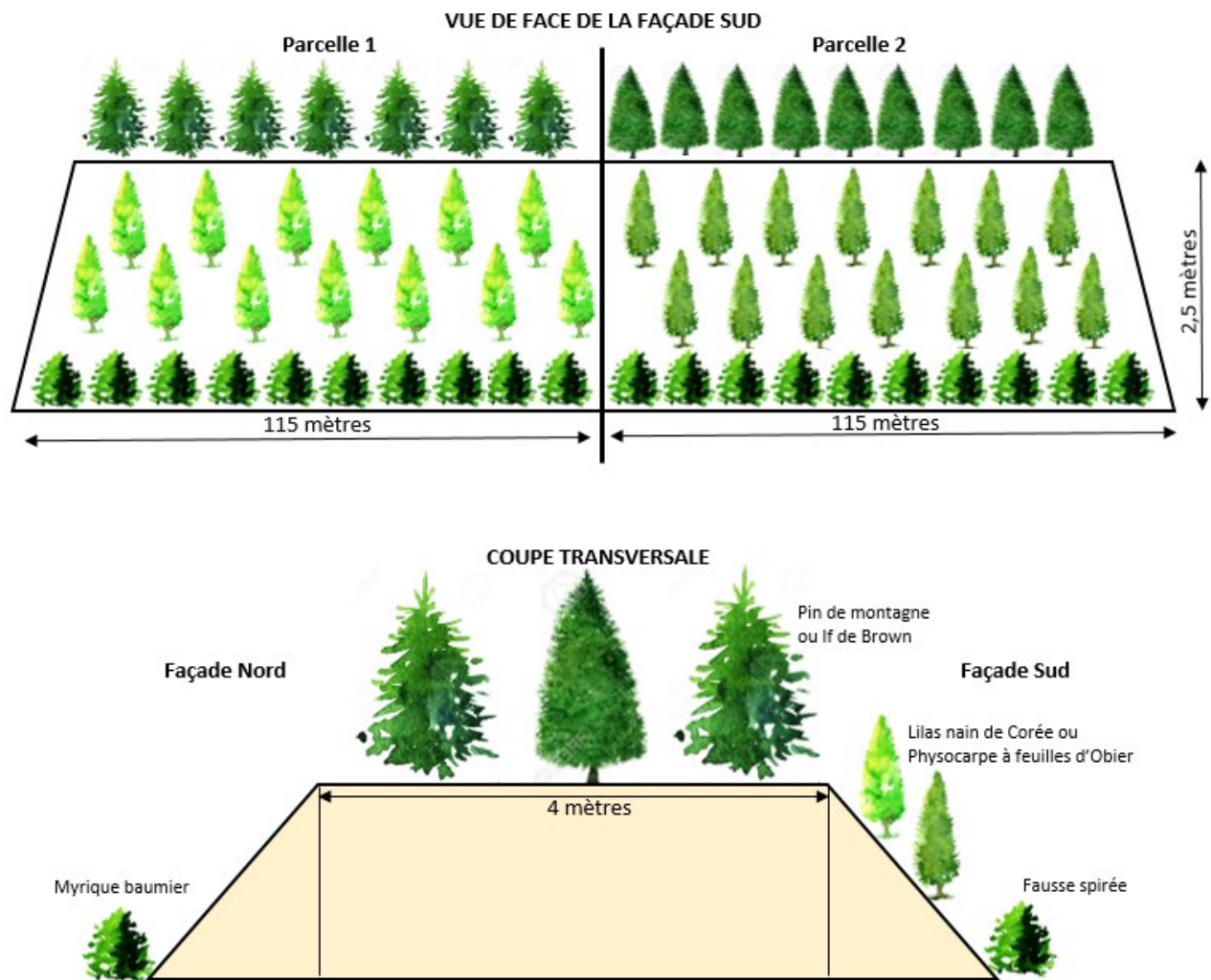
### **5.3 Configuration des plantes par parcelles et consignes de plantation**

La combinaison de différentes espèces de plantes et arbustes est recommandée pour l'essai de démonstration. Le talus sera divisé en deux parcelles constituées d'espèces différentes et ayant une longueur égale d'à peu près 115 mètres chacune. Le but de créer deux parcelles différentes est d'analyser les espèces de chacune d'elles qui peuvent être plus performantes en ce qui trait le captage et le traitement le plus efficace des HAP. Ainsi, chaque parcelle sera constituée de trois zones auxquelles correspondent différentes espèces. La zone du haut du talus, appelée le replat, la zone pentue et le bas de pente. Seulement en bas de pente et pour tout le long du talus (pour les deux parcelles) sera planté la même espèce, soit la Fausse Spirée. Cette espèce captera des substances volatiles à ce niveau du talus. Sur la façade nord, en bas du talus, le myrique baumier sera planté à ce niveau du talus, car il est connu pour stabiliser le sol dans les zones pentues et il s'adapte bien aux sols humides. Cette espèce pourrait potentiellement capter certaines substances volatiles, mais le choix de plantation de cette espèce est plus au niveau de bonnes odeurs qu'elle dégage. L'ensemencement avec un mélange d'herbacées, pour éviter l'érosion, doit se faire sur l'ensemble du talus.

La parcelle numéro 1 sera située à l'ouest de la zone d'entreposage. Sur le replat du talus, le pin de montagne est l'espèce choisie pour sa plantation. Ce conifère présente un port régulier et buissonnant et il est donc favorable pour la filtration de l'air qui passera à travers. Il est aussi favorable pour la performance attendue par le fait que ses aiguilles ne tombent pas durant la période froide de l'année et le traitement peut se faire donc toute le long de l'année. Pouvant atteindre une largeur maximale de 1,5 mètre, il est suggéré de planter les arbustes à une distance de 1,3 mètre d'espacement pour créer une bonne épaisseur pour maximiser la filtration de l'air. Ainsi, trois rangées de plantation de pin de montagne seront nécessaires sur le replat pour un captage de substances volatiles optimales. Sur la zone pentue, la plantation de Lilas nain de Corée sera effectuée dans le but de capter des substances volatiles à une hauteur plus basse. Cette plantation sera effectuée à 1 mètre d'espacement entre chaque essence et en « zigzag » pour prévenir l'érosion du sol. Finalement, en bas de pente, la fausse spirée sera plantée avec un espacement de deux mètres entre chaque individu.

La parcelle numéro 2 sera située à l'est de la zone d'entreposage. Sur le replat du talus, l'If de Brown est l'espèce choisie pour cette parcelle. Ce conifère aura une performance tout le long de l'année et il est reconnu pour son haut taux de feuillage favorisant donc une filtration de l'air plus efficace. Pouvant

atteindre une largeur maximale de 1,5 mètre, la plantation de chaque essence se fera avec un espacement de 1,3 mètre. Trois rangées d'Ifs de Brown seront aussi nécessaires pour l'épuration de l'air à cette hauteur du talus. Sur la zone pentue, la plantation de Physocarpe à feuilles d'Obier sera effectuée avec un espacement de deux mètres et en « zigzag » toujours pour prévenir l'érosion du sol sur la pente. En bas de pente, la fausse spirée sera aussi plantée avec un espacement de deux mètres entre chaque individu. La figure 5.7 montre le schéma de plantation et d'aménagement du talus pour les deux parcelles.



**Figure 5.7 Schéma de plantation et d'aménagement du talus et de l'écran végétalisé**

Dans le cadre de cet essai de démonstration, il est recommandé d'utiliser des arbustes assez matures qui présentent déjà un bon développement de feuilles et d'aiguilles. De ce fait, le captage des substances volatiles dans l'air ambiant peut être effectué rapidement. Bien entendu, c'est lorsque les arbustes atteignent l'âge adulte qu'il y aura un captage plus important, car les feuilles et les aiguilles seront plus abondantes.

## **6. PLAN DE SUIVI DE PERFORMANCE PROPOSÉ**

Le plan de suivi est divisé en deux parties. La première vise à suivre et vérifier le développement d'arbustes plantés, ainsi que le contrôle de l'érosion du talus. Le deuxième type de suivi vise spécifiquement les performances des végétaux plantés pour l'épuration des HAP volatils et la réduction des odeurs de l'air ambiant.

### **6.1 Suivi pour les végétaux et le contrôle du talus**

Un suivi est indispensable durant les premières années après la plantation. Une taille périodique des branches doit être pratiquée sur les essences plantées chaque année. Elle est destinée à former les arbustes en fonction de ce qui est souhaité à long terme (grande taille et canopée importante). Ainsi, la taille de formation permet d'obtenir un axe vertical ou horizontal souhaité unique qui constituera le futur arbuste (Conseil d'architecture, d'urbanisme et de l'environnement [CAUE], 2010). Cette taille favorise, ainsi, une croissance en hauteur qui sera la plus rapide possible. Différentes opérations de taille doivent donc être pratiquées sur les arbustes durant leur croissance. Les travaux de taille doivent être pratiqués chaque année afin de limiter l'apparition des fourches et le développement de branches gênantes (CAUE, 2010). Chaque arbuste doit être passé en revue, mais tous ne nécessiteront pas de taille. Les interventions sont variables selon les espèces et les sujets. De plus, de nombreuses espèces de plantes herbacées peuvent spontanément apparaître sur les pentes des talus ou sur le replat. C'est ainsi que l'entretien du talus et de ses abords doit permettre de contenir le développement des arbustes plantés et de limiter l'apparition d'autres espèces. Le couvert herbacé, apparu au pied du talus, favorise l'infiltration de l'eau dans le sol et son épuration. Il est donc recommandé de conserver une bande herbeuse au pied des talus plantés, tout en s'assurant que les nouvelles espèces n'affectent pas le développement de celles priorisées dans ce projet.

Des problèmes d'érosion du talus peuvent survenir après la construction de celui-ci et de la plantation des végétaux. La cause principale de cette érosion est due au ruissellement de l'eau de surface qui s'écoule sur le talus. La présence de rigoles peut être observée donnant des indices d'érosion du sol. Ce type d'érosion est causé par des périodes de pluies fortes et prolongées, une fonte rapide de la neige, l'inclinaison de la pente, les propriétés du sol, etc. Des fissures dans le sol près de la zone du replat du talus peuvent être aussi un signe indicateur d'érosion. Des inspections régulières doivent donc être

réalisées pour constater la stabilité du talus et des pentes. L'utilisation d'une géogrille pour stabiliser le sol peut être envisagée si le cas d'érosion survient.

## **6.2 Suivi pour les tests de qualité de l'air ambiant**

Des suivis doivent être effectués pour analyser les concentrations des substances volatiles visées dans ce projet après la mise en place du protocole proposé. Des tests sur la qualité de l'air ambiant doivent donc être effectués autour de la zone végétalisée plantée, de la zone d'entreposage du bois traité et à la limite du terrain de l'usine. La figure 6.1 montre les stations de mesure où ces tests doivent être réalisés pour l'ensemble du terrain. Des tests doivent être effectués entre la zone d'entreposage du bois et le talus végétalisé, trois stations de mesure sont prévues. Les données obtenues seront indicatrices du taux de concentrations des HAP et du naphtalène dans l'air provenant de la zone d'entreposage avant d'être filtré par la zone végétalisée. Ainsi, des tests doivent se faire à la limite sud de la zone d'entreposage de la provenance des vents pour analyser les types des contaminants qui peuvent être captés et potentiellement identifiés des HAP qui peuvent provenir d'ailleurs. Trois stations de mesure se situant de l'autre côté du talus sur la façade nord sont aussi prévues. Ces stations vont mesurer les substances volatiles dont la plupart proviennent de la zone d'entreposage et qui seront filtrées par le talus végétalisé. Des analyses peuvent démontrer les différences de concentrations des HAP et du naphtalène dans l'air ambiant entre les deux stations de mesure. Finalement, les dernières stations de mesures se situent à la limite nord du terrain, dans la même direction où les vents dominants se dirigent. Les substances volatiles capturées à cet endroit peuvent donner des indices de la dissociation des HAP et du naphtalène dans l'air et le pourcentage possible des HAP provenant de la zone d'entreposage qui se rendent jusqu'à la limite du terrain.

Les procédures des tests pour le captage des HAP dans l'air ambiant doivent être semblables à ceux utilisés lors de la dernière campagne d'échantillonnage comme expliqué dans le chapitre précédent. Ces tests d'échantillonnage pour l'ensemble de stations de mesure doivent se faire trois fois par année durant trois ans pour un meilleur suivi, et une analyse détaillée de la situation après la construction de la zone végétalisée. Les périodes les plus propices pour l'échantillonnage sont au début et à la fin de l'été, et un dernier pendant la période hivernale. Les mesures du naphtalène seront les paramètres associés aux odeurs dans l'air ambiant. Des mesures pour toutes les odeurs en générale provenant de la zone d'entreposage du bois traité doivent être effectuées aux mêmes stations que pour les HAP et à la même



fréquence. Aussi, des mesures des particules en suspension contenant potentiellement des HAP, et du naphthalène sur les feuilles et aiguilles des plantes utilisés pour le traitement d'épuration sont fortement conseillées. Ces mesures permettront d'évaluer les taux d'HAP et de naphthalène sur les feuilles pour les différentes espèces et d'estimer le taux de captage de chacune. Ces tests devront se faire au début de la mise en place des arbustes et à la fin de l'été lorsque les feuilles sont en croissance maximale et captent le plus de substances volatiles.



**Figure 6.1 Stations de mesure pour l'échantillonnage des HAP et du naphthalène (modifié de Google Maps, 2018)**

## CONCLUSION

Les usines de traitement et de préservation du bois à la créosote, selon leurs pratiques courantes, constituent une source d'émission des contaminants qu'il ne faut pas négliger. Plusieurs techniques existent déjà pour limiter les émissions de ces contaminants dans l'environnement. De nouvelles techniques sont cependant nécessaires pour augmenter les chances de limiter et de diminuer ces émissions dans l'air ambiant. La technique la plus verte à utiliser proposée dans le contexte de ce travail est l'utilisation des plantes comme une méthode de phytoremédiation en épurant l'air chargé des substances volatiles, principalement les HAP. Cette technique d'épuration de l'air diminuerait les effets des HAP dans l'air sur l'environnement et sur la santé chez l'être humain.

L'analyse réalisée dans le cadre de cet essai a permis de démontrer que les plantes sont capables de capter, absorber et dans certains cas dégrader certains HAP dans l'air ambiant. Les plantes sont connues pour leur capacité d'épurer et filtrer l'air chargé de différents contaminants dans l'environnement. De plus, il a aussi été démontré que les communautés bactériennes habitant sur les feuilles des plantes jouent un rôle important pour l'épuration de l'air en captant les contaminants. Dans ce contexte, la création d'un écran végétal constitué des arbustes les plus performants et les mieux adaptés au milieu de démonstration est proposé.

Cet écran agira sur une partie du site visé à épurer, soit la zone d'entreposage du bois traité à la créosote, que lors du séchage, continue à émettre des substances volatiles dans l'air et produisent des odeurs pouvant être nuisibles. L'écran végétalisé dense sera constitué des arbustes suivants : Pin de montagne, Lilas nain de Corée, If de Brown, Physocarbe à feuilles d'Obier, Fausse Spirée et Myrique baumier. Il sera construit sur un talus sur la partie nord de la zone d'entreposage. Cet écran filtrera l'air qui sera apporté par les vents dominants se dirigeant vers le nord-est et l'est du site. Ainsi, il sera divisé de deux parcelles, constituant des espèces végétales différentes pour démontrer lors des analyses leur capacité de filtration et d'épuration de l'air de chaque espèce végétale choisie. Le traitement de l'air est établi sur une base de 1 heure et une base annuelle pour le naphtalène provenant du bois entreposé pour ce travail qui est fixé à 300 et 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement aux limites de la propriété.

L'évaluation de la performance attendue de la création de cet écran végétalisé doit se faire par le plan de suivi proposé. Ce plan recommande un suivi pour les végétaux plantés et leur bon développement pour un captage idéal des substances volatiles dans l'air et un suivi pour les tests de qualité de l'air. Ces derniers doivent être réalisés pendant trois années consécutives après la création de l'écran végétalisé trois fois par an, soit au début de l'été, la fin de l'été et un dernier à l'hiver. Douze différentes stations de mesures sont recommandées pour les tests de qualité de l'air sur le site et aux limites du site.

En conclusion, la création de cet écran végétalisé favorisera la diminution des contaminants dans l'air ambiant sur le site étudié et en bordure. Les analyses qui seront réalisées à la suite de la création de l'écran pourront démontrer avec des données précises les quantités réelles de diminution des HAP visés dans ce travail. Ainsi, le développement de cette technique de phytoremédiation pour l'air ambiant devra être plus utilisé dans différents contextes et pour d'autres contaminants se retrouvant dans l'air ambiant. L'utilisation des plantes dans le contexte d'épuration de l'air doit donc être de plus en plus envisagée pour contrer les effets de différents contaminants dans l'air sur l'environnement et sur la santé humaine. Le présent projet de démonstration permettra d'obtenir des résultats de terrain pour réaliser le développement de la technique de décontamination de l'air ambiant à l'aide d'un écran végétalisé.



## RÉFÉRENCES

- Abdel-Shafy, H. I. et Mansour, M. S. M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25, 107–123.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2006). *Creosote Health Effects*. Repéré à [https://www.atsdr.cdc.gov/sites/KerrMcGee/docs/Creosote%20Health%20Effects%20\(Tronox\).pdf](https://www.atsdr.cdc.gov/sites/KerrMcGee/docs/Creosote%20Health%20Effects%20(Tronox).pdf)
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2005). *Toxicological Profile for naphthalene, 1-methylnaphthalene, and 2-methylnaphthalene*. Repéré à <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp67.pdf>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (s.d). *Public Health Consultation, Follow Up J.H. Baxter Health Assessment Based on New Air Monitoring Data*. Repéré à [http://www.oregon.gov/oha/PH/HEALTHYENVIRONMENTS/TRACKINGASSESSMENT/ENVIRONMENTALHEALTHASSESSMENT/Documents/PHC\\_JHBaxter\\_2\\_FINAL.pdf](http://www.oregon.gov/oha/PH/HEALTHYENVIRONMENTS/TRACKINGASSESSMENT/ENVIRONMENTALHEALTHASSESSMENT/Documents/PHC_JHBaxter_2_FINAL.pdf)
- Agrawal, M., Singh, B., Rajput, M., Marshall, F. et Bell, J.N. (2003). Effect of air pollution on peri-urban agriculture: A case study. *Environmental Pollution*, 126, 323–329.
- Akyuz, M. et Cabuk, H. (2010). Gas—particle partitioning and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Zonguldak, Turkey. *Science of total Environment*. 408(22), 5550–5558.
- Albinet, Alexandre. (2006). *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques et leurs dérivés nitrés et oxygénés dans l'air ambiant, caractérisation physico-chimique et origine*. (Thèse de doctorat). Institut national de l'environnement et des risques, Université de Bordeaux, Bordeaux, France.
- American Wood Protection Association (AWPA). (1996). American Wood-Preservers Association Standards. Woodstock (Maryland): American Wood-Preservers
- Arey, J. et Atkinson, R. (2003). Photochemical reactions of PAH in the atmosphere. Dans *PAHs: An Ecotoxicological Perspective* (p. 47–63). Chichester, Uited Kingdon: P.E.T. Douben.
- Armstrong, B. G., Hutchinson, E., Unwin, J., Fletcher, T. (2004). Lung cancer risk after exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*, 112(9), 970–978.
- Association canadienne de normalisation (ACN). (2008). CAN/CSA SÉRIE O80-F08. Norme nationale du Canada — Préservation du bois. Rexdale (Ont.) : Association canadienne de normalisation
- Baklanov, A., Hänninen, O., Slørdal, L. H., Kukkonen, J., Bjergene, N., Fay, B., Finardi, S., Hoe, S. C., Jantunen, M., Karppinen, A., Rasmussen, A., Skouloudis, A., Sokhi, R. S., Sørensen, J. H. et Ødegaard, V. (2007). Integrated systems for forecasting urban meteorology, air pollution and population exposure. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(3), 855–874.
- Bendix, S. (1990). Toxicological Analysis of Chemicals Used at Pacific Steel Casting Company. Repréré à <http://www.berkeleycitizen.org/Pacific%20Steel/pacific4.htm>

- Beyer, J., Jonsson, G., Porte, C., Krahn, M et Ariese, F. (2010). Analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollutants in fish bile: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 30(3), 224–244.
- Brack, C.L. (2002). Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest. *Environmental Pollution*, 116, 195–200.
- Brudermann, G.E. (1999). Recommandations pour la conception et l'exploitation d'installations de préservation du bois, préparé pour Environnement Canada par Frido consulting. Cat.no.En40-578/1999E, ISBN : 0-662-27778-3, Ottawa, Canada, 239 pages.
- Brudermann, G.E. et Konasewich, D.E. (2007). Rapport final préparé pour le groupe de travail sur l'évaluation et la mise en œuvre du Document de recommandations techniques d'Environnement Canada, le Comité directeur des fabricants de produits de préservation et des usines de traitement du bois, le Processus des options stratégiques de préservation du bois et Préservation du bois Canada.
- Bringel, F. et Couee, I. (2015). Pivotal roles of phyllosphere microorganisms at the interface between plant functioning and atmospheric trace gas dynamics. *Frontiers in Microbiology*, 6:486.
- Bodycote Arthur Gordon. (2006). Rapport d'échantillonnage dans l'air ambiant des PST, des métaux (As, Cr, Cu) et des COSV (PCP, HAP, PCDD/F).
- Bulgarelli, D., Schlaeppli, K., Spaepen, S., Ver Loren van Themaat, E. et Schulze-Lefert, P. (2013). Structure and functions of the bacterial microbiota of plants. *Annual Review of Plant Biology*, 64, 807–838.
- Choi, S.-D., Staebler, R. M., Li, H., Su, Y., Geva, B., Harner, T., and Wania, F. (2008). Depletion of gaseous polycyclic aromatic hydrocarbons by a forest canopy. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 4105–4113.
- Communauté métropolitaine de Montréal (CMM). (2016). Règlement sur l'assainissement de l'Atmosphère. Repéré à <http://cmm.qc.ca/champs-intervention/environnement/programmes-et-reglements-en-environnement/reglementation-sur-l'assainissement-de-l'atmosphere/>
- Conseil d'architecture, d'urbanisme et de l'environnement (CAUE). (2010). Les talus plantés. Repéré à [http://www.caue76.org/IMG/pdf\\_Les\\_Talus\\_plants\\_BD.pdf](http://www.caue76.org/IMG/pdf_Les_Talus_plants_BD.pdf)
- Creosote Council. (s.d). *Creosote odor, the nose, and human health*. Repéré à <http://creosotecouncil.org/pdf/CreosoteOdor.pdf>
- Desalme, D., Binet, P. et Chiapusio, G. (2013). Challenges in Tracing the Fate and Effects of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Deposition in Vascular Plants. *Environmental Science and Technology*, 47, 3967–3981.
- De la Cruz, M., Christensen, J.H., Thomsen, J.D. et Müller, R. (2014). Can ornamental potted plants remove volatile organic compounds from indoor air? —A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 13909–13928.

- De Nicola, F., Claudia, L., MariaVittoria, P., Giulia, M. et Anna, A. (2011). Biomonitoring of PAHs by using *Quercus ilex* leaves: Source diagnostic and toxicity assessment. *Atmospheric Environment*, 45, 1428–1433.
- Dong, C. D., Chen, C. F., Chen, C. W. (2012). Determination of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Industrial Harbor Sediments by GC-MS. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(6), 2175–2188.
- Doyle, Christian. (2008). *La phytoremédiation : une solution à la contamination des sites de traitement du bois ?* (Essai). Université de Sherbrooke. Sherbrooke. Canada.
- Dzierzanowski, K., Popek, R., Gawronska, H., Saebo, A. et Gawronski, S.W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surface and waxes of urban forest species. *International Journal of Phytoremediation*, 13, 1037–1046.
- Environnement Canada. (2013). *Recommandations pour la conception et l'exploitation des installations de préservation du bois, 2013 : document de recommandations techniques*. Repéré à [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2014/ec/En4-237-2014-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En4-237-2014-fra.pdf)
- Environnement et changements climatiques Canada. (2016). *Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) 2016 et 2017*. Repéré à <https://www.canada.ca/content/dam/ecccc/migration/main/inrp-npri/28c24172-53cb-4307-8720-cb91ee2a6069/2016-17-guide-de-d%C3%A9claration.pdf>
- Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec (FIHOQ). (2008). Répertoire des végétaux recommandés pour la végétalisation des bandes riveraines. Repéré à <http://www.fihq.qc.ca/medias/D1.1.5B-1.pdf>
- Ferro, A.M., Rock, S.A., Kennedy, J., Herrick, J.J. et Turner, D.L. (1999). Phytoremediation of soils contaminated with wood preservatives: greenhouse and field evaluations. *International Journal of Phytoremediation*, 1, 289–306.
- Finlayson-Pitts Jr, B.J., Pitts, J. N. (1997). Tropospheric Air Pollution: Ozone, Airborne Toxics, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and Particles. *Science*, 276(5315), 1045–1052.
- Flechas F.W. et Latady M. (2003). Regulatory Evaluation and Acceptance Issues for Phytotechnology Projects. Dans Tsao, D.T. (dir.) *Phytoremediation. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology* (p. 171–185). Springer, Berlin, Heidelberg
- Fredslund, L., Sniegowski, K., Wick, L.Y., Jacobsen, C. S., De Mot R. et Springael, D. (2008). Surface motility of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-degrading mycobacteria. *Research in Microbiology*, 159(4), 255–262.
- Gallego, E., Roca, F.J., Perales, J.F., Guardino, X. et Berenguer, M.L. (2008). VOCs and PAHs emissions from creosote-treated wood in a field storage area. *Science of the Total Environment*, 402, 130 — 138
- Gawronski S.W. et Gawronska H. (2017). Air Phytoremediation. Dans Ansari, A., Gill, S., Gill, R., Lanza, G. et Newman, L. (dir.). *Phytoremediation* (p. 488–504). Springer, Cham

- Ghosh, M. et Singh, S.P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian Journal on Energy and Environment*, 6, 214–231.
- Giese, M., Baue-Doranth, U., Langebartels, C. et Sandermann, H.Jr. (1994). Detoxification of formaldehyde by the spider plant (*Chlorophytum comosum* L.) and by soybean (*Glycine max* L.) cell-suspension cultures. *Plant Physiology*, 104, 1301–1309.
- Google Maps. (2018). Repéré à <http://maps.google.ca/maps?hl=fr&tab=wl> (29 juin 2018)
- Hanson, A.D. et Roje, S. (2001). One-carbon metabolism in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 52, 119–137.
- Haritash, A.K. et Kaushik, C.P. (2009). Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1–3), 1–15.
- Inomata, Y., Kajino, M., Sato, K., Ohara, T. et Kurokawa, J. I. (2012). Emission and Atmospheric Transport of Particulate PAHs in Northeast Asia. *Environmental Science and Technology*, 46(9), 4941–4949.
- International Agency for Research on Cancer (IARC). (2018). *Agents classified by the IARC monographs, volumes 1–120*. Repéré à [http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/List\\_of\\_Classifications.pdf](http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/List_of_Classifications.pdf)
- Institut National de l'Environnement industriel et des risques (INERIS). (2000). *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans l'air ambiant (HAP). Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air*. Repéré à [www.lcsqa.org/system/files/rapfin00hapvfinale.pdf](http://www.lcsqa.org/system/files/rapfin00hapvfinale.pdf)
- Institut National de l'Environnement industriel et des risques [INERIS]. 2005. *Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Guide méthodologique. Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines*. Repéré à <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/66244-DESP-R01.pdf>
- Jardin2m. (s.d.). Repéré à <https://www.jardin2m.com/>
- Jan, S. et Parry, J.A. (2016). Phytoremediation: A Green Technology. Dans S. Jan et, J.A. Parry (dir.), *Approaches to Heavy Metal Tolerance in Plants* (p. 70-82). Singapore: Springer
- Karl, T., Harley, P., Emmons, L., Thornton, B., Guenther, A., Basu, C., Turnipseed, A. et Jardine, K. (2010). Efficient atmospheric cleansing of oxidized organic trace gases by vegetation. *Science*, 330, 816–819.
- Kaupp, H., Blumenstock, M. et McLachlan, M.S. (2000). Retention and mobility of atmospheric particle-associated organic pollutant PCDD/Fs and PAHs in maize leaves. *New Phytologist*, 148, 473–480.
- Khan, Z., Roman, D., Kintz, T., delas Alas, M., Yap, R., et Doty, S. (2014). Degradation, phytoprotection and phytoremediation of phenanthrene by endophyte *Pseudomonas putida*, PD1. *Environmental Science and Technology*, 48, 12221–12228.
- Kim, K.-H., Jahan, S.A., Kabir, E. et Brown, R. J. C. (2013). A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*, 60, 71–80.

- Kim, K.J., Kil, M.J., Song, J.S. et Yoo, E.H. (2008). Efficiency of volatile formaldehyde removal by indoor plants: Contribution of aerial plant parts versus the root zone. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 133, 521–526.
- Kirkwood, R. C. (1999). Recent developments in our understanding of the plant cuticle as a barrier to the foliar uptake of pesticides. *Pesticide Management Science*, 55, 69–77.
- Knief, C., Delmotte, N., Chaffron, S., Stark, M., Innerebner, G., Wassman, R... Vorholt, J.A. (2012). Metaproteogenomic analysis of microbial communities in the phyllosphere and rhizosphere of rice. *The ISME Journal*, 6, 1378–1390.
- Lang, Q.Y., Hunt, F. et Wai, C.M. (2000). Supercritical fluid extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons from white pine (*Pinus strobus*) needles and its implications. *Journal of Environmental Monitoring*, 2, 639–644.
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE) 1999*
- Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), L.R.Q., c. Q-2.*
- Manahan, Stanley E. (2013). Environmental and Toxicology Chemistry of the Atmosphere. Dans *Fundamentals of environmental and toxicological chemistry: sustainable science* (4e éd.) (p. 155–179). Boca Raton, Florida : CRC Press/Taylor & Francis Group
- Masih, J., Masih, A., Kulshrestha, A., Singhvi, R. et Taneja, A. (2010). Characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor and outdoor atmosphere in the North central part of India. *Journal of Hazard Materials*, 177(1–3), 190–198.
- Masih, J., Singhvi, R., Kumar, K., Jain, V.K. et Taneja, A. (2012). Seasonal variation and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in indoor and outdoor air in a semi arid tract of northern India. *Aerosol Air Quality Research*, 12, 515–525.
- Mersch-Sundermann, V., Mochayedi, S. et Kevekordes, S. (1992). Genotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Escherichia coli* PQ37. *Mutation Research and Genetic Toxicology*, 278 (1), 1–9.
- Mertens, J., Vervaeke, P., De Schrijver, A. et Luyssaert, S. (2004). Metal uptake by young trees from dredged brackish sediment: limitations and possibilities for phytoextraction and phytostabilisation. *Science of the Total Environment*, 326, 209–215.
- Ministère de Développement durable, Environnement et Parcs (MDDEP). (2011). *Lignes directrices relatives à la gestion du bois traité*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/valorisation/lignesdirectrices/bois-traite.pdf>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016). *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère*, version 5, Québec. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés : Plan d'action 2017-2021*. Repéré à <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/politique.pdf>

- Moosavi, S.G. et Seghatoleslami, M.J. (2013). Phytoremediation: A Review. *Advance in Agriculture and Biology*, 1, 5–11.
- Morris, Paul et Wang, Jeiyng. (2006). Wood preservation in Canada. Canadian Wood Council. Repéré à <http://cwc.ca/wp-content/uploads/CanadianPreservationIndustry.pdf>
- Municipalité de Boischatel. (2016). Mur de soutènement, talus, remblai et déblai. Repéré à [http://boischatel.blob.core.windows.net/media/1266/munb\\_74\\_fiche10\\_vfinale.pdf](http://boischatel.blob.core.windows.net/media/1266/munb_74_fiche10_vfinale.pdf)
- Nadarajah, N., Van, H.J., Pannu, J., Singh, A. et Ward, O. (2002). Enhanced transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons using a combined Fenton's reagent, microbial treatment and surfactants. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59(4–5), 540–544.
- Nielsen, T., Jorgensen, H. E., Larsen, J. C. et Poulsen, M. (1996). City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagen: occurrence, sources and health effects. *The Science of the Total Environment*, 189–190, 41–49.
- Nowak, D.J., Crane, D.E. et Stevens, J.C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4, 115–123.
- Nylund, L., Hakala, E. et Sorsa, M. (1992). Application of a semi-automated SOS chromotest for measuring genotoxicities of complex environmental mixtures containing polycyclic aromatic hydrocarbons. *Mutation Research and Reviews in Genetic Toxicology*, 276(1–2), 125–132.
- Olsson, A. C., Fevotte J., Fletcher, T., Cassidy, A., Mannetje, A. et Brennan, P. (2010). Occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and lung cancer risk: a multicenter study in Europe. *Occupational and Environmental Medicine*. 67(2), 98–103.
- Olson P.E., Reardon, K.F. et Pilon-Smits, E. (2003). Ecology of rhizosphere bioremediation. Dans S.C. McCutcheon et J.L. Schnoor (dir.), *Phytoremediation : Transformation and Control of Contaminants* (p. 317-354). New York: Wiley
- Organisation mondiale de la santé (OMS). (2016). Qualité de l'air ambiant et santé. Repéré à <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/>
- Papa, S., Bartoli, G., Nacca, F., D'Abrosca, B., Cembrola, E., Pellegrino, A., Fiorentino, A., Fuggi, A. et Fioretto, A. (2012). Trace metals, peroxidase activity, PAHs contents and ecophysiological changes in *Quercus ilex* leaves in the urban area of Caserta (Italy). *Journal of Environmental Management*, 113, 501–509.
- Peer, W. A.; Baxter, I. R.; Richards, E. L.; Freeman, J. L.; Murphy, A. S. (2005). Phytoremediation and hyperaccumulator plants. Dans Tamas M.J., Martinoia E. (dir.) *Molecular biology of metal homeostasis and detoxification* (p. 299–340). Springer, Berlin, Heidelberg
- Perera, F., Tang, D., Whyatt, R., Lederman, S.A. et Jedrychowski, W. (2005). DNA damage from polycyclic aromatic hydrocarbons measured by benzo[a]pyrene-DNA adducts in mothers and newborns from Northern Manhattan, the World Trade Center Area, Poland, and China. *Cancer Epidemiology, Biomarkers and Prevention*, 14(3), 709–14.

- Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15–39.
- Popek, R., Gawronska, H. et Gawronski, S.W. (2015). The level of particulate matter on foliage depends on the distance from the source of emission. *International Journal of Phytoremediation*, 17, 1262–1268.
- Popek, R., Gawronska, H., Wrochna, M., Gawronski, S.W. et Sæbo, A. (2013). Particulate matter on foliage of 13 woody species: Deposition on surfaces and phytostabilisation in Waxes—a 3-year study. *International Journal of Phytoremediation*, 15, 245–256.
- Raskin, I., Kumar P.B.A.N., Dushenkov S. et Salt, D.E. (1994). Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5, 285–90.
- Ratola, N., Alves, A., Lacorte, S. et Barcelo, D. Distribution and sources of PAHs using three pine species along the Ebro River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 985–999.
- Ravindra, K., Sokhi, R., Van Grieken, R. 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42(13), 2895–2921.
- Ray, S., Khillare, P.S., Kim, K.H., Brown, R.J.C. 2012. Distribution, sources, and association of polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and total organic carbon in size-segregated soil samples along a background-urban—rural transect. *Environmental Engineering Science*, 29(11), 1008–1019.
- Règlement concernant le système de plafonnement et d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre*, L.R.Q., Q-2, r. 46,1
- Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA)*, L.R.Q., c. Q-2, r. 4,1
- Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère*, L.R.Q., Q-2, r. 15
- Rock, S.A. (2003). Field evaluations of phytotechnologies. Dans S.C. McCutcheon et J.L. Schnoor (dir.), *Phytoremediation : Transformation and Control of Contaminants* (p.905–24). New York: Wiley
- Sæbo, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H.M., Gawronska, H. et Gawronski, S.W. (2012). Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of Total Environment*, 427–428, 347–354.
- Sakakibara, M., Watanabe, A., Inoue, M., Sano, S. et Kaise, T. (2010). Phytoextraction and phytovolatilization of arsenic from As-contaminated soils by *Pteris vittata*. *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments, Water and Energy*, 12:26.
- Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley B.D., Chet, I., et Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, 13, 468–474.
- Salt, D.E., Smith, R.D. et Raskin, I. (1998). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49, 643–68.

- Sanchez-Lopez, A.S., Carrillo-Gonzalez, R., Gonzalez-Chaves, M.C.A., Rosas-Saito, G.H. et Vangronsveld, J. (2015). Phytobarriers: Plants capture particles containing potentially toxic elements originating from mine tailings in semiarid region. *Environmental Pollution*, 205, 33–42.
- Schmitz, H., Hilgers, U. et Weidner, M. (2000). Assimilation and metabolism of formaldehyde by leaves appear unlikely to be of value for indoor air purification. *The New Phytologist*, 147, 307–315.
- Schwarzenbach, R. P., Gschwend, P. M. et Imboden, D. M. (1996). Environmental organic chemistry: Illustrative examples, problems, and case studies. *Journal of Contaminant Hydrology*, 23(4), 361–362.
- Sgrigna, G., Bldacchini, C., Eposito, R., Calanderlli, R., Tiwary, A., & Calfapietra, C. (2016). Characterization of leaf-level particulate matter for an industrial city using electron microscopy and X-ray microanalysis. *The Science of the Total Environment*, 548–549, 91–99.
- Singh, S. et Verma, A. (2007). Phytoremediation of Air Pollutants: A Review. Dans Singh S.N., Tripathi R.D. (dir.), *Environmental Bioremediation Technologies* (p. 293-314). Springer, Berlin, Heidelberg
- Smith, W.H. (1990). Air Pollution and Forests: Interactions between Air Contaminants and Forest Ecosystem. New York, USA: Springer-Verlag. Repéré à <https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=fZvTBwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Smith,+W.H.+Air+Pollution+and+Forests&ots=S4sMldZgmq&sig=ikaS34Qgc6gWecL3oLRz1IP2Hk#v=onepage&q=Smit%2C%20W.H.%20Air%20Pollution%20and%20Forests&f=false>
- Sriprapat, W. et Thiravertyan, P. (2013). Phytoremediation of BTEX from indoor air by *Zamioculcas zamiifolia*. *Water, Air and Soil Pollution*, 224:1482.
- Su, Y.H. et Liang, Y.C. (2013). The foliar uptake and downward translocation of trichloroethylene and 1,2,3 trichlorobenzene in air-plant-water systems. *Journal of Hazardous Materials*, 252–253, 300–305.
- TECSULT. (2008). Étude de modélisation de la dispersion atmosphérique des principaux polluants émis par l'usine X.
- Tian, N., Liu, F., Wang, P., Zhang, X., Li, X. et Wu, G. (2017). The molecular basis of glandular trichome development and secondary metabolism in plants. *Plant Gene*, 12, 1–12.
- Tomashuk, T.A., Truong, T.M., Mantha, M. et McGowin, A.E. (2012) Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbon profiles and sources in pine needles and particulate matter in Dayton, Ohio, USA. *Atmospheric Environment*, 51, 196–202.
- Treesubuntorn, C. et Thiravetyan, P. (2012). Removal of benzene from indoor air by *Dracaena sanderiana*: Effect of wax and stomata. *Atmospheric Environment*, 57, 317–321.
- Tudoran, M. A. et Putz, M. V. (2012). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: from In Cerebro to In Silico Eco-Toxicity Fate. *Series of Chemical and Environmental Engineering*, 57(71), 50–53.
- Unites States Environmental Protection Agency (US-EPA). (1999). *Phytoremediation Resources Guide*. Repéré à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/10002SEE.PDF?Dockkey=10002SEE.PDF>



- Unites States Environmental Protection Agency (US-EPA). (2008). *Reregistration Eligibility Decision (RED) Document for Creosote (Case 0139), EPA 739-R-08-007 (7510P)*. Repéré à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1002CIB.PDF?Dockkey=P1002CIB.PDF>
- Unwin, J., Cocker, J., Scobbie, E. et Chambers, H. (2006). An Assessment of Occupational Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the UK. *The Annals of Occupational Hygiene*, 50(4), 395–403.
- Vacher, C., Hampe, A., Porte, A. J., Sauer, U., Compant, S. et Morris, C. E. (2016). The phyllosphere: microbial jungle at the plant-climate interface. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 47, 1–24.
- Vidali M. (2001). Bioremediation. An overview. *Pure and Applied Chemistry*, 73, 1163–1172.
- Ville de Montréal. (s.d.). Règlement 90. Repéré à [http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?\\_pageid=7237,75191583&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL](http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7237,75191583&_dad=portal&_schema=PORTAL)
- Ville de Saint-Sauveur. (2008). Règlement de zonage numéro 222-2008. Repéré à [http://www.ville.saint-sauveur.qc.ca/DATA/DOCUMENT/38\\_222\\_2008\\_Zonage\\_\\_\\_amende\\_2016\\_03\\_Web~v~reglement-de-zonage-222-2008.pdf](http://www.ville.saint-sauveur.qc.ca/DATA/DOCUMENT/38_222_2008_Zonage___amende_2016_03_Web~v~reglement-de-zonage-222-2008.pdf)
- Vorholt, J.A. (2012). Microbial life in the phyllosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 10, 828–840.
- Voriskova, J. et Baldrian, P. (2013). Fungal community on decomposing leaf litter undergoes rapid successional changes. *The ISME Journal*, 7, 477–486.
- Wagrowski, D.M. et Hites, R.A. (2012). Polycyclic aromatic hydrocarbon accumulation in urban, suburban, and rural vegetation. *Environmental Science and Technology*, 31, 279–282.
- Wang, D., Chen, J., Xu, Z., Qiao, X. et Huang, L. (2005). Disappearance of polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed on surfaces of pine [*Pinus thunbergii*] needles under irradiation of sunlight: volatilization and photolysis. *Atmospheric Environment*, 39(25), 4583–4591.
- Wang, L.; Gong, H.; Liao, W.; Wang Z. (2015). Accumulation of particles on the surface of leaves during leaf expansion. *Science of Total Environment*, 532, 420–434.
- Wassenberg, D. M. et Di Giulio, R. T. (2004). Synergistic embryotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbon aryl hydrocarbon receptor agonists with cytochrome P4501A inhibitors in *Fundulus heteroclitus*. *Environment Health Perspectives*, 112(17), 1658–64.
- Wei, X., Lyu, S., Yu, Y., Wang, Z., Liu, H., Pan, D. et Chen, J. (2017). Phylloremediation of Air Pollutants: Exploiting the Potential of Plant Leaves and Leaf-Associated Microbes. *Frontiers in Plant Science*, 8:1318.
- Weyens, N.; van der Lelie, D.; Taghavi, S.; Newman, L.; Vangronsveld, J. (2009a). Exploiting plant—microbe partnerships for improving biomass production and remediation. *Trends in Biotechnology*, 27, 591–598.
- Weyens, N., van der Lelie, D., Taghavi, S. et Vangronsveld, J. (2009b). Phytoremediation: Plant-endophyte partnerships take the challenge. *Current Opinion in Biotechnology*, 20, 248–254.

- Weyens, N., Thijs, S., Popek, R., Witters, N., Przybysz, A., Espenshade, J.,... Gawronski Stanislaw, W. (2015). The role of plant-microbe interactions and their exploitation for phytoremediation of air pollutants. *International Journal of Molecular Science*, 16, 25576–25604.
- White, P. A. (2002). The genotoxicity of priority polycyclic aromatic hydrocarbons in complex mixtures. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 515 (1–2), 85–98.
- Whipps, J. M., Hand, P., Pink, D., et Bending, G.D. (2008). Phyllosphere microbiology with special reference to diversity and plant genotype. *Journal of Applied Microbiology*. 105, 1744–1755.
- Yadav, B.K., Siebel, M.A. et van Bruggen, J.J. (2011). Rhizofiltration of a heavy metal (lead) containing wastewater using the wetland plant *Carex pendula*. *Clean Soil, Air, Water* 39, 467–474.
- Yang, D.S., Pennisi, S.V., Son, K. C. et Kays, S.J. (2009). Screening indoor plants for volatile organic pollutant removal efficiency. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 44, 1377–1381.
- Yoo, M.H., Kwon, Y.J., Son, K.C. et Kays, S.J. (2006). Efficacy of indoor plants for the removal of single and mixed volatile organic pollutants and physiological effects of the volatiles on the plants. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 131, 452–458.
- Zhou, Y. M., Liu, R. X. et Tang, H. X. (2004). Kinetics study of aqueous sorption of phenanthrene to humic acids and sediments. *Journal of Environmental Sciences*, 16(3), 408–413.